

"Indikatoren und Indizes der Umwelt"

Inaugural-Dissertation
zur
Erlangung der wirtschaftswissenschaftlichen
Doktorwürde
des
Fachbereichs Wirtschaftswissenschaften
der Philipps-Universität zu Marburg

vorgelegt von
Georg Flascha
Diplom-Volkswirt aus Marburg

Marburg
1980



Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41554010_0001



"INDIKATOREN UND INDIZES DER UMWELT"

INAUGURAL-DISSERTATION

zur

Erlangung der wirtschaftswissenschaftlichen

Doktorwürde

des

Fachbereichs Wirtschaftswissenschaften

der Philipps-Universität zu Marburg

vorgelegt von

Georg Flascha

Diplom-Volkswirt aus Marburg

Marburg

1980

Als Dissertation vom Fachbereich
Wirtschaftswissenschaften
angenommen am: 18. Dezember 1980

Berichterstatter: Prof. Dr. Wolfgang Förster

Mitberichterstatter: Prof. Dr. Adolf Wagner

Tag der mündlichen Prüfung: 18. Dezember 1980

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
. Überblick und Abgrenzung von Grundbegriffen	1
.1 Einordnung des Themas	1
.2 Abgrenzung umweltrelevanter Begriffe	2
.3 Problembereiche der Umweltstatistik	6
.4 Gegenwärtiger Stand von Umweltinformationssystemen	7
2. Umweltindikatoren	13
2.1 Grundprobleme der Operationalisierung, Messung und Erhebung	13
2.1.1 Operationalisierung latenter Begriffe mittels Indikatoren	14
2.1.2 Probleme der Messung und Erhebung von Indikatoren .	16
2.2 Arten und Gestalt von Umweltindikatoren	19
2.2.1 Objektive Indikatoren	20
2.2.1.1 Emissionsindikatoren	21
2.2.1.2 Entsorgungsindikatoren	23
2.2.1.3 Immissionsindikatoren	23
2.2.1.4 Wirkungsindikatoren	24
2.2.2 Subjektive Indikatoren	25
2.2.3 Zielorientierte Indikatoren	26
2.2.4 Umweltkosten als Indikatoren der Umwelt	27
Exkurs: Zur Erfassung der indirekten Umweltkosten	
(a) Konzepte zur Erfassung von Umwelteffekten . . .	33
(b) Verfahren zur Bewertung von Umweltschäden . . .	38
2.3 Komponentenzerlegung und Prognose von Umweltindikatoren	43
2.3.1 Ansätze zur Komponentenzerlegung und Prognose . . .	43
2.3.2 ARIMA-Modelle	47
2.3.2.1 Struktur von ARIMA-Modellen	47
2.3.2.2 Modellbildung	51
2.3.2.3 Prognose mit ARIMA-Modellen	55
2.3.3 Modelle auf der Basis linear-rekursiver Funktionen	56
2.3.3.1 Struktur von Modellen auf der Basis linear-rekursiver Funktionen	56

	Seite
2.3.3.2 Modellbildung	58
2.3.3.3 Prognose von Zeitreihen mit Hilfe linear-rekursiven Funktionen	60
2.3.4 Komponentenzerlegung von Umweltindikatoren	61
2.3.5 Prognose von Umweltindikatoren	64
2.4 Wirkungen umweltpolitischer Entscheidungen auf Um- weltindikatoren (ein Vorschlag zur Berechnung von Wirkungsindikatoren).	69
2.4.1 Problemstellung	69
2.4.2 Grundgedanke und Ablauf der Interventionsanalyse	70
2.4.3 Struktur des Modells	71
2.4.4 Eine Wirkungsanalyse des Benzinbleigesetzes in der Bundesrepublik	76
2.5 Indirekt berechnete Indikatoren (Berechnung von Schadstoffkoeffizienten je Endnachfrageeinheit ei- nes Sektors mit Hilfe der Input-Output-Analyse)	81
2.5.1 Entwicklung des Modells	81
2.5.2 Empirische Berechnung von Schadstoffkoeffizienten	84
3. Umweltindizes	90
3.1 Methodische Probleme der Indexbildung	90
3.1.1 Axiomatische Indexdefinition	90
3.1.2 Überblick über methodische Probleme der Indexbildung	91
3.1.3 Auswahl der Indikatoren	91
3.1.4 Standardisierung der Indikatoren	92
3.1.5 Aggregation der Indikatoren	96
3.1.6 Gewichtung der Indikatoren	101
3.1.6.1 Die Faktorenanalyse als ein Ansatz zur Gewinnung von Indizes mit analytischer Gewichtung	103
3.2 Typen von Umweltindizes und ihre Berechnungsverfah- ren	107
3.2.1 Funktion, Aufgabe und Klassifikationsmöglichkeiten von Umweltindizes	107
3.2.2 Emissionsindizes	109
3.2.2.1 Emissionseinzelindex	110
3.2.2.2 Zerlegung des Emissionseinzelindex in seine Einfluß- faktoren	110

	Seite
3.2.2.3 Emissionsgesamtindex	122
3.2.3 Immissionsindizes	122
3.2.3.1 Einzelindex der Immissionsentwicklung für ein Ge- biet	123
3.2.3.2 Einzelindex der Immissionsentwicklung für einen Zeitraum	125
3.2.3.3 Gesamtindizes der Immissionsentwicklung (sachli- che Aggregation)	127
3.2.3.4 Empirische Ermittlung von Einzelindizes für ein Gebiet	129
3.2.3.5 Empirische Berechnung eines Gruppenindex	140
3.2.3.6 Verteilungsstrukturen von Immissionsindikatoren	143
3.2.3.6.1 Ähnlichkeits- und Distanzmaße	144
3.2.3.6.2 Berechnung von Profilclustern (gruppenspezifi- schen Indikatorprofilen)	145
3.2.3.6.3 Berechnung von gruppenspezifischen Indikatorpro- filen	148
3.2.4 Wirkungsindizes	153
3.3 Überblick über die bisherigen Ansätze	154
3.3.1 Luftindizes	154
3.3.2 Wasserindizes	157
3.3.3 Gesamtindizes	158
3.3.4 Kritik der bisherigen Ansätze	162
4. Zusammenfassung	164
Anhang	
Anhang 1 Schaubilder von Zeitreihen der Indikatoren SO ₂ , NO ₂ , Staub und Abfall	169
Anhang 2 Prognose ausgewählter Indikatoren	173
Anhang 3 Tabellen zur Input-Output-Analyse	181
Anhang 4 Ergebnisse der Auswertung mit Hilfe der Faktoren- analyse	197
Anhang 5 Luftindizes	201
Anhang 6 Wasserindizes	212
Anhang 7 BELADO-Gesamtindex	217
Literaturverzeichnis	219

Verzeichnis der Tabellen im Text

Lfd. Nr.		Seite
1	Schadstoffsystematik	5
2	Abfall und Abwasser gegliedert nach Sektoren für die Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1975 . .	86
3	Abfall- und Abwässerkoeffizienten	89
4	Indexfunktionen und ihre Eigenschaften	100
5	Indexzerlegung	116
6	Vergleich der Zerlegungsverfahren	121
7	Index mit Gleichgewichtung	132
8	Absolute Flächenanteile	133
9	Nominaler Index	133
10	Analytische Indizes	135
11	Analytische Indizes in Abhängigkeit von mehreren Faktoren	136
12	Faktorenwerte	137
13	Faktorenwertindizes	138
14	Matrix der Korrelationskoeffizienten	141
15	Eigenwerte der Faktoren	141
16	Unrotierte Matrix der Faktorenladungen	141
17	Verteilung der Indexwerte auf Cluster	149
18	Kennzahlen der Cluster	150
19	Verteilung der Meßstellen auf die Cluster	150

Verzeichnis der Tabellen im Anhang

Lfd. Nr.		Seite
A 1	Prognoseergebnisse (SO_2 , Frankfurt)	173
A 2	Modellvergleich (SO_2 , Frankfurt)	174
A 3	Prognoseergebnisse (Abfall, Frankfurt)	175
A 4	Modellvergleich (Abfall, Frankfurt)	176
A 5	Prognoseergebnisse (Staub, Gelsenkirchen)	177
A 6	Modellvergleich (Staub, Gelsenkirchen)	178
A 7	Prognoseergebnisse (NO_2 , Gelsenkirchen)	179
A 8	Modellvergleich (NO_2 , Gelsenkirchen)	180
A 9	Leontief-Inverse	181
A 10	Matrix (U_1) der Abfallkoeffizienten	185
A 11	Matrix (U_2) der Abwasserkoeffizienten	189
A 12	Matrix (U_3) der Abfallkoeffizienten	193
A 13	SO_2 Meßwerte	197
A 14	Eigenwerte und %-Anteile der erklärten Varianz	198
A 15	Unrotierte Faktorladungen	199
A 16	Varimax rotierte Faktorladungen	200
A 17	Parameter und Gewichte des WQ-Index	213
A 18	Parameter und Gewichte des FAWL-Index	214
A 19	Parameter und Gewichte des PWS-Index	215
A 20	Parameter und Gewichte des Index von Inhaber	217
A 21	BELADO-Index	218

Verzeichnis der Schaubilder im Text

Lfd. Nr.		Seite
I	Verknüpfung der Umweltbereiche	4
II	Phasen der Indikator- und Indexbildung	14
III	Systematisierung der Umweltkosten	29
IV	Ablaufdiagramm der Interventionsanalyse . . .	72
V	Transferfunktionen zur Simulation dynamischer Effekte	74
VI	Interventionsanalyse des Benzinbleigesetzes .	80
VII	Verlauf von Gruppenindizes	142
VIII	Ablaufdiagramm der Clusteranalyse	146
IX	Dendrogramm	151
X	Gruppenspezifische Indikatorprofile	152

Verzeichnis der Schaubilder im Anhang

A I	Zeitreihen des Indikators SO_2	169
A II	Zeitreihen des Indikators Abfall	170
A III	Zeitreihen des Indikators Staub	171
A IV	Zeitreihen des Indikators NO_2	172

1. Überblick und Abgrenzung von Grundbegriffen

1.1 Einordnung des Themas

Fragen aus dem Bereich Umwelt werden seit einiger Zeit mit wachsender Intensität diskutiert. Der meist kontroverse Verlauf solcher Diskussionen beruht weniger auf dem normativen Charakter umweltpolitischer Zielvorstellungen, sondern im stärkerem Maße auf einem Mangel an verlässlichen Daten und Analyseverfahren, die sowohl bei der Festlegung umweltpolitischer Ziele als auch für den sinnvollen Einsatz umweltpolitischer Instrumente notwendig sind.

Die Ansicht des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen¹⁾, nach der zu vielen Maßnahmen und Situationen auf dem Gebiet des Umweltschutzes wegen fehlender, nicht vergleichbarer oder mit systematischen Fehlern behafteter Daten nur grobe Aussagen möglich sind, zielt in eine ähnliche Richtung. Damit gewinnt die Umweltstatistik, ein bisher noch vernachlässigtes Gebiet, immer mehr an Bedeutung.

Das offenbar bestehende Informationsdefizit könnte ähnlich dem Vorgehen der empirischen Wirtschaftsforschung zumindest zu einem Teil von einem Satz von Indikatoren und Indizes der Umwelt behoben werden. Diese Arbeit will daher schwerpunktmäßig die folgenden Themen abhandeln:

- Typologisierung von Umweltindikatoren
- Ableitung von Umweltindikatoren
- Komponentenzzerlegung und Prognose von Umweltindikatoren
- Typologisierung von Umweltindizes
- Berechnung von Umweltindizes
- Bildung und Vergleich von Umweltindikatorprofilen.

Zunächst sollen jedoch einige für die weitere Arbeit grundlegende Begriffe abgegrenzt werden.

1) Vgl. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltgutachten 1974, S. IX., Stuttgart und Mainz 1974.

1.2 Abgrenzung umweltrelevanter Begriffe

Der Begriff der Umwelt, wie er in dieser Arbeit verwandt wird, umfaßt drei Teilbereiche der Umwelt, nämlich die natürliche, die wirtschaftliche und die soziale Umwelt. Atmosphäre (Luft), Lithosphäre (Boden), Hydrosphäre (Wasser) sowie Biosphäre (Vegetation und Tierwelt) bilden die Kernbereiche der natürlichen Umwelt, Produktion und Konsum die der wirtschaftlichen Umwelt und Bildung, Verkehr, Kommunikation, Wohnen, Freizeit, Erziehung und Gesundheit die der sozialen Umwelt. Jeder dieser drei Bereiche erfüllt zum einen selber zahlreiche Funktionen und ist zum anderen durch zahlreiche funktionale Beziehungen mit den anderen Bereichen verknüpft¹⁾. Die natürliche Umwelt übt dabei vornehmlich drei Funktionen aus:

- Aufnahme und Assimilation von Abfällen
- Lagerung von Ressourcen und Abfällen
- Abgabe von Ressourcen und Schadstoffen an die wirtschaftliche Umwelt.

Zunächst liefert sie Ressourcen (Rohstoffe und Energie) an die wirtschaftliche Umwelt. Diese Ressourcen werden im Produktionssektor zur Erstellung von Produktions- und Konsumgütern benötigt. Bei Produktion wie Konsum fallen außerdem Kuppelprodukte (Abfälle)²⁾ an. Diese Abfallmengen werden entweder auf Grund von Recycling oder Entsorgung von den Sektoren Produktion und Konsum wiederverwendet oder aber an die natürliche Umwelt³⁾ weitergeleitet. Dort werden sie assimiliert (auf Grund chemischer, biologischer und physikalischer Prozesse werden die Abfälle in unschädliche Stoffe transformiert) oder, wenn die Assimilationskapazität überschritten wurde, gelagert. Die gelagerten Emissionen verwandeln sich in Schadstoffe, wenn sie zunächst zu Veränderungen

1) Siehe hierzu Schaubild I auf S. 4.

2) Abfälle bzw. Emissionen sind produktionstheoretisch unerwünschte Kuppelprodukte mit negativen Marktpreisen. Emissionen in diesem Sinne sind unter anderem gasförmige, flüssige und feste Abfälle sowie Lärm, Strahlen, Wärme, Licht und Erschütterungen, die von der natürlichen Umwelt aufgenommen werden.

3) Es besteht folglich ein funktionaler Zusammenhang zwischen Schadstoffen und Abfallmenge.

und Schäden der Lithosphäre, Hydrosphäre, Atmosphäre und Biosphäre und danach auf Grund von Immissionen¹⁾ zu Schäden bei Mensch, Vegetation und Sachgütern führen. Zunächst haben die Schadstoffe²⁾ also Veränderungen der natürlichen Umwelt und danach indirekt Veränderungen und Schäden der wirtschaftlichen Umwelt zur Folge. Die Schadstoffe lassen sich aufteilen in primäre und sekundäre Schadstoffe³⁾. Primäre Schadstoffe verändern sich nach Einleitung in die natürliche Umwelt nicht. Sekundäre Schadstoffe sind dagegen das Ergebnis der Vermischung verschiedener primärer Schadstoffe. Sind die Schäden der sekundären Schadstoffe größer als die Summe der Schäden der in sie eingegangenen primären Schadstoffe, so liegt ein synergetischer Effekt vor.

Grundsätzlich lassen sich zwei verschiedene Formen von Umweltschäden unterscheiden:

- Wirkungen von Emissionen auf die natürliche Umwelt⁴⁾ und Wirkungen von Immissionen auf die wirtschaftliche und soziale Umwelt
- Ausbeutung des begrenzten Vorrates an Ressourcen.

Unter Umweltschutz sollen alle staatlichen und privaten Maßnahmen verstanden werden, die zur Beseitigung⁵⁾, Verminderung oder Vermeidung von Umweltschäden führen.

Aufgabe der Umweltschutzpolitik ist es, einerseits umweltpolitische Ziele zu bestimmen und andererseits Instrumente zur Durchset-

1) "Immissionen sind die in einem bestimmten Medium zu einem Zeitpunkt befindlichen Stoffe. Ein Abfallprodukt wird erst zu einer Immission durch die Diffusion oder Transformation in der Umwelt. Die Beziehung zwischen Emissionen und Immissionen bezeichnen wir als Diffusions- oder Transformationsfunktion." Zitiert nach, Horst Siebert, Ökonomische Theorie der Umwelt, Tübingen 1978, S.12.

2) Einen ganz groben Überblick über einige Schadstoffarten und den von ihnen ausgehenden Wirkungen vermittelt Tab.1 auf S.5.

3) Siehe hierzu, Dieter Bender, Makroökonomik des Umweltschutzes, Göttingen 1976, S.14.

4) Unter Umweltverschmutzung wird die Veränderung der natürlichen Umwelt auf Grund von Emissionen verstanden.

5) Vielfach handelt es sich allerdings um irreversible Schäden (Ausbeutung von Ressourcen).

Schaubild I: Verknüpfung der Umweltbereiche

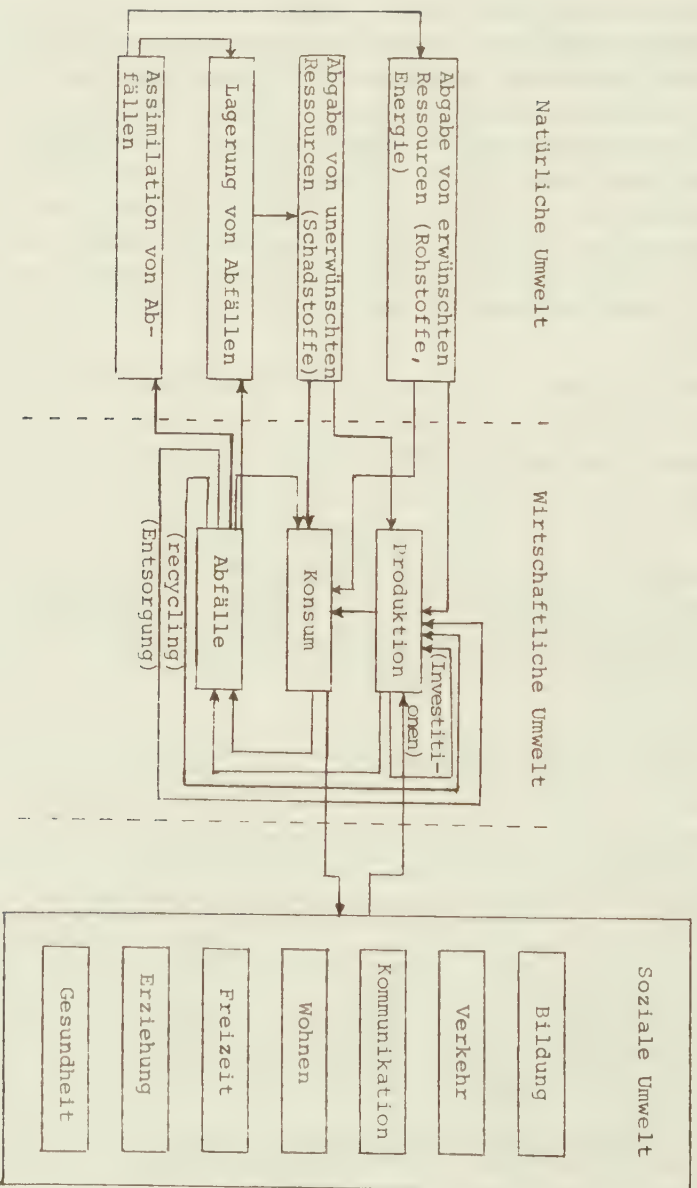


Tabelle 1: Schadstoffsystematik

Betroffener Umweltbereich	Schadstoffart	primärer Schadstoff	sekundärer Schadstoff	Wirkungen auf		
				Mensch	Vegetation	Sachgüter
Luft ¹⁾²⁾	Gase:					
	Kohlenmonoxid CO	X		X	X	X
	Schwefeloxid SO _x	X		X	X	X
	Stickoxid NO _x	X		X	X	X
	Geruchsstoffe	X	X	X		
	Stäube:					
	Blei	X		X	X	
	Cadmium ³⁾	X		X	X	
Wasser ⁵⁾⁶⁾	Phosphate	X			X	X
	Nitrate	X			X	X
	Abwärme	X			X	
	Radioaktiver Abfall	X		X	X	X
	Öle	X			X	X
	Säuren	X			X	X
Boden ⁷⁾	Feste Abfallstoffe	X		X	X	X

1) Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltgutachten 1974, Stuttgart 1974, S. 16 - 36.

2) Vgl. Materialien zum Immissionsschutzbericht 1977, Hrsg. Umweltbundesamt, Berlin 1977, Kap. 1.5.

3) Vgl. Luftqualitätskriterien für Cadmium, Berichte 4/77, Hrsg. Umweltbundesamt, Berlin.

4) Vgl. OECD, Photochemical oxidant air pollution, Paris 1975, S. 35 - 42.

5) Vgl. Rat von Sachverständigen, a.a.O., S. 46.

6) U. S. Environmental Protection Agency, Water Quality Index Application In the Kansas River Basin 1974, S. 6 - 11.

7) Vom Statistischen Bundesamt wurde ein ausführlicher allerdings unveröffentlichter Abfallartenkatalog erstellt.

zung solcher Ziele zu entwickeln¹⁾. Der sinnvolle Einsatz solcher Instrumente (z. B. Steuern, Gebühren) setzt dabei die Kenntnis der auf Grund von Umweltschäden entstehenden Kosten oder Wirkungen voraus.

1.3 Problembereiche der Umweltstatistik²⁾

Unterscheiden lassen sich die drei Problembereiche Datenerfassung, Datenauswertung sowie Entscheidung und Prognose. Im Rahmen der Datenerfassung ist zu entscheiden, welche Daten mit welchen Meßverfahren wann und wo gemessen und erhoben werden sollen. Bei der Auswahl der Meßverfahren ist zu klären, ob die Daten direkt oder indirekt gemessen werden sollen, ob sie gültig und zuverlässig sind, und ob es sich bei auftretenden Meßfehlern um systematische oder zufällige Fehler handelt. Nach Lösung dieser Probleme stellt sich die Frage, ob eine Voll- oder Teilerhebung durchgeführt werden soll. Damit verbunden ist das bisher wenig diskutierte Problem der Erstellung eines Stichprobenplanes zur Erhebung von Umweltindikatoren

Zu den Problemfeldern der Datenauswertung zählen Techniken zur Verdichtung (Indizes) von Daten, zum Nachweis von Wirkungen (Schadensfunktionen), zur Bestimmung von Trend, Saison und Zufall (Zeitreihenanalyse) sowie zur Analyse des Systemverhaltens (Input-Output-, Simulations- und ökonometrische Modelle). Die zuletzt genannten Verfahren werden allerdings in weitaus stärkerem Maße zur Prognose von Umweltbelastungen und als Hilfsmittel bei umweltpolitischen

1) Siehe hierzu z. B.: Dieter Cansier, Ökonomische Grundprobleme der Umweltpolitik, Beiträge zur Umweltgestaltung, Heft A 43, Berlin 1975; Horst Siebert, Analyse der Instrumente der Umweltpolitik, Kommission für wirtschaftlichen und sozialen Wandel, Heft 80, Göttingen 1976; Peter Stamer, Niveau und strukturorientierte Umweltpolitik, Göttingen 1976.

2) Einen guten Überblick über die bisher zu diesem Themenkreis erschienene Literatur gibt der folgende Aufsatz: Gerald van Belle and Marvin Schneidermann, Some Statistical Aspects of Environmental Pollution and Protection, in: International Statistical Review, Vol. 41, No. 3, S. 315 ff.

Entscheidungen (z. B. gesamtwirtschaftliche Auswirkungen von Gebühren oder Standards) eingesetzt. Bisher wenig Aufmerksamkeit wurde der Anwendung statistischer Verfahren bei der Genehmigung umweltrelevanter Investitionen (z. B. Kraftwerke) geschenkt. Verfahren der Entscheidungs- und Risikotheorie¹⁾ könnten hier Lösungshilfen bereitstellen.

1.4 Gegenwärtiger Stand von Umweltinformationssystemen

National und international²⁾ wurden in den letzten Jahren zahlreiche Überlegungen zur Entwicklung von Umweltinformationssystemen oder zur Einbeziehung der Umweltstatistik in die amtliche Statistik angestellt.

Ausgehend von den im Kapitel 1.2 vorgenommenen Begriffsabgrenzungen ergibt sich ein Bündel möglicher Ansatzpunkte und Fragestellungen für die Bereitstellung umweltstatistischer Informationen. Solche Ansatzpunkte können Aussagen und damit zusammenhängende Fragestellungen über Emissionen, Immissionen, Umweltkosten und den Zustand der Umwelt sein.

- 1) Die folgende Veröffentlichung bedient sich solcher Methoden; Bundesminister für Forschung und Technologie (Hrsg.), Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke, Bonn 1979.
- 2) Zum internationalen Stand der Diskussion siehe unter anderem: United Nations, Economic and Social Council, Statistical Commission, Geneva, 7-18 October 1974, Statistics of the Environment, Report of the Secretary-General; Statistical Commission and Economic Commission For Europe, Conference of European Statisticians, Seminar on Environmental Statistics, Warsaw, 15-19 October; Conceptual and Statistical Issues in Developing Environmental Measures - Recent U. S. Experience, by John E. Cremeans, in: The review of income and wealth, series 23, number 2, June 1977; John E. Cremeans, Capital Expenditures by Business for Air and Water Pollution Abatement, 1973 and Planned 1974, in: Survey of Current Business, July 1974; A. Friend, Indicators On the State of the Environment, Report on the "State of the Art" in Canada, Paper präsentiert auf der vom Wissenschaftszentrum Berlin organisierten Tagung, "Environmental Indicators - State of the Art in Industrialised Countries", December 6-8-1976, Berlin 1976; A. J. C. W. M. de Kort, Environmental Statistics, State of the Art in Netherlands, Angaben s. o.; Marian Grzesiak, A System Of Statistical Information On Environmental Statistics in Poland, in: Design Of Environmental Information Systems, Hrsg. Rolf A. Deininger, 1974 by Ann Arbor Science Publishers, Inc. P. O. Box 1425.

Im einzelnen sind folgende Informationen von Bedeutung.

Emissionen:

- Emissionsart, -umfang, -quelle, -zeit und -urheber
- Assimilation, Lagerung und Weiterverwendung von Emissionen

Immissionen:

- Immissionsart, -umfang, -zeit und -ort
- Immissionsempfänger
- Immissionsschaden

Entsorgungen:

- Entsorgter Schadstoff
- Entsorger
- Entsorgungsart, -umfang und -zeit
- Entsorgungsform

Der Umweltverschmutzung zurechenbare Schäden:

- Gesundheitsschäden
- Schäden der Biosphäre
- Vermögensschäden

Umweltkosten:

- Direkte Umweltkosten
- Umweltschutzinvestitionen
- laufende Betriebsausgaben von Umweltschutzeinrichtungen
- indirekte Umweltkosten
- indirekte tangible Umweltkosten
- indirekte intangible Umweltkosten
- sekundäre Umweltkosten
- Schadenskosten
- Ausweichkosten
- Beseitigungskosten
- Planungs- und Überwachungskosten
- Umweltkosten pro Outputseinheit

Da in dieser Arbeit einzelne Verfahren beispielhaft anhand regionaler Daten der Bundesrepublik Deutschland dargestellt werden sollen, ist es notwendig, auf den gegenwärtigen Stand des Umweltstatistischen Erhebungssystems in der BRD etwas näher einzugehen¹⁾.

Das umfassendste und anspruchsvollste Informationssystem stellt das Umweltplanungsinformationssystem²⁾ (Umplis) des Umweltbundesamtes dar. In 11 Subsystemen sollen alle umweltrelevanten Informationen gespeichert werden. Im einzelnen sollen Informationen bereitgestellt werden über Bezugsquellen umweltrelevanter Daten, Adressen von Umweltexperten, Methoden für die Abschätzung umweltrelevanter Maßnahmen, umweltrechtliche Fragen, Standards und Schwellenwerte für kritische Umweltvariable sowie umweltrelevante Informationen über Produkte und Herstellungsverfahren. Im Rahmen von Umplis werden also, von Ausnahmen abgesehen, keine neue Daten erhoben, sondern vielmehr bereits vorliegende Informationen erfaßt und systematisiert. Im weiteren soll geklärt werden, welche amtlichen und nichtamtlichen Institutionen umweltrelevante Daten erheben und veröffentlichen.

1) Zur Diskussion über die Entwicklung der amtlichen Umweltstatistik in der Bundesrepublik Deutschland siehe: Helmut Baltes und Werner Nowak, Umweltstatistik - ein Instrument der Umweltplanung, in: Wirtschaft und Statistik 4/74; Peter Bartelmus, Probleme der Entwicklung eines umweltstatistischen Systems, in: Statistische Hefte, Heft 2, 1973; Hildegard Bartels, Statistik als Hilfsmittel der Umweltpolitik, in: Allgemeines Statistisches Archiv, I/1975; A. Fischer und H. G. Hennings, Umweltstatistik in Nordrhein-Westfalen, Beiträge zur Statistik des Landes Nordrhein-Westfalen, Heft 326, Hrsg. Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik Nordrhein-Westfalen; Heinrich Hansmeyer, Anforderungen der Umweltpolitik an die amtliche Statistik, in: Allgemeines Statistisches Archiv, I/1975; Wolfgang Kitschler, Aufbau eines Informationssystems für Umweltplanung, in: Allgemeines Statistisches Archiv, I/1975; Arnim Sobotschinski, Bericht über den amtlichen Stand der Statistik zum Problemkreis Umweltschutz, in: Bericht über die 73. Tagung in Mannheim 1973, Hrsg. Verband Deutscher Städtestatistiker, Statistisches Amt der Stadt Mannheim.

2) Vgl. W. Kitschler, a.a.O., S. 26 f.

An erster Stelle muß das Statistische Bundesamt genannt werden. Zunächst besteht die Möglichkeit, auf bereits vorhandene umweltrelevante Statistiken¹⁾ wie Verkehrsstatistik, Kraftfahrzeugzulassungsstatistik, Produktionsstatistik und Energiestatistik zurückzugreifen. Sofern solche Statistiken nicht direkt umweltrelevante Angaben liefern, lassen sich mit deren Hilfe eventuell indirekt Daten gewinnen. So kann mit den aus der Verkehrsstatistik gewonnenen Angaben über den Kraftfahrzeugbestand und den aus der Verbrauchssteuergesetzstatistik bekannten Daten über den Mineralölverbrauch mit Hilfe geeigneter Schätzverfahren die Emissionsbelastung berechnet werden. Neben der Nutzungsmöglichkeit bereits bestehender Statistiken kann seit kurzem allerdings in bescheidenem Maße auch auf spezielle Umweltstatistiken zurückgegriffen werden. Vom Statistischen Bundesamt werden auf Grund des Gesetzes über Umweltstatistiken²⁾ Erhebungen³⁾ über die öffentliche Abfallbeseitigung, die Abfallbeseitigung im produzierenden Gewerbe, Handel, Verkehr und bestimmten sonstigen Einrichtungen, die öffentliche und private Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, die Unfälle bei der Lagerung und des Transportes wassergefährdender Stoffe sowie über die Investitionen für Umweltschutz im produzierenden Gewerbe und in der Viehhaltung durchgeführt.

Eine weitere Informationsquelle stellen die sogenannten Emissions- und Immissionskataster dar. Auf Grund des Bundesimmissionsschutzgesetzes⁴⁾ sind die nach Landesrecht zuständigen Behörden für die Erstellung solcher Kataster für Ballungsgebiete zuständig. Die Kataster sollen Angaben über Art, Menge, räumliche und zeitliche Verteilung sowie Austrittsbedingungen von Luftverunreinigungen enthalten. Ein solches Emissionskataster⁵⁾ setzt sich aus mehreren

1) Vgl. P. Bartelmus, a.a.O., S. 135; H. Bartels, a.a.O., S. 19 ff.

2) Gesetz über Umweltstatistiken vom 15. August 1974 (BGBl. S. 1938).

3) Vgl. H. Baltes und W. Nowak, a.a.O., S. 239.

4) Bundes-Immissionsschutzgesetz BImSchG vom 15. März 1974 (BGBl. 1, S. 721, 1193).

5) Vgl. Umweltbundesamt, Materialien zum Immissionsschutzbericht 1977 der Bundesregierung, Berlin 1977, S. 144 f.

Dateien, der Stoffdatei, der Betreiberdatei, der Anlagendatei (technische Daten der Anlagen), der Emissionsdatei und der Quelldatei (Emissionsbedingungen) zusammen.

Im Emissionskataster¹⁾ Rhein-Main wurden die Emissionen getrennt nach Emissionsquellen erfaßt, wobei üblicherweise die Bereiche Industrie, Hausbrand und Verkehr unterschieden werden. Die Daten für die Bereiche Hausbrand und Industrie wurden über direkte Befragungen, die für den Bereich Verkehr über Schätzungen ermittelt. Für den Bereich der Industrie wurden bei den Unternehmen zunächst Informationen über Art und Menge der verwendeten Brennstoffe, über Arbeitsprozeßverluste und über die Beseitigung fester Abfallstoffe erfaßt. Aus diesen Angaben wurden dann die mengenmäßigen Emissionen von Staub und SO_2 geschätzt. Mit einem ähnlichen Verfahren wurden für den Bereich Hausbrand die Emissionen für SO_2 , CO und Staub bestimmt. Für beide Bereiche wurde zudem eine Aufteilung der Emissionen nach Brennstoffarten und für die Industrie zusätzlich nach Wirtschaftsbereichen vorgenommen. Etwas schwieriger gestaltete sich das Vorgehen für den Sektor Verkehr. Zunächst wurde er in die Sektoren Straßenverkehr, Schiffsverkehr und Flugverkehr untergliedert. Für alle drei Gruppen wurden dabei die SO_2 Emissionen bestimmt, die CO Emissionen jedoch nur für den Schiffsverkehr und Straßenverkehr. Die meisten Schwierigkeiten waren bei der Berechnung der Verkehrsemissionen zu bewältigen. Sie wurden indirekt über die Verkehrsströme, die mittlere Fahrgeschwindigkeit, die prozentuale Zusammensetzung des Verkehrsstromes und die mittleren gewichteten Emissionsfaktoren²⁾, ausgehend von der durchschnittlichen Fahrgeschwindigkeit und dem Verkehrsstrom berechnet.

Emissionskataster besitzen allerdings den großen Nachteil, daß sie auf Grund des mit ihrer Erstellung verbundenen großen Auf-

1) Die weiteren Ausführungen berufen sich auf: G. Ligazzio, Emissionen und Emissionen, in: Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain, 5. Arbeitsbericht, Juni 1974, Hrsg. Regionale Planungsgemeinschaft Untermain, Frankfurt am Main.

2) Ebenda, S. 19 ff.

wandes nicht jährlich neu berechnet werden können. Die aktuellen Indikatoren müssen folglich indirekt geschätzt werden. Eine Erhebung im Auftrag des Bundesministers des Innern über den Emissionsanfall ausgewählter Schadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland von 1960 - 1980 beruht auf solchen indirekten Schätzungen¹⁾.

Mittels kontinuierlicher Erhebungen oder Stichprobenmessungen werden Immissionen einiger luftverunreinigender Stoffe an wenigen ausgewählten Orten seit Mitte der sechziger Jahre vom Umweltbundesamt erfasst²⁾.

Lärmimmissionen werden kontinuierlich nur an Flughäfen gemessen. Darüber hinaus existieren in zahlreichen Kommunen Lärmkarten³⁾.

Angaben über die Wasserverschmutzung und Wärmebelastung von Gewässern sind Gewässergütekarten zu entnehmen⁴⁾. Kontinuierliche Messungen stellen in diesem Bereich noch die große Ausnahme dar.

Daten über die Abwasser- und Abfallentsorgung finden sich neben den bereits genannten Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes häufig in statistischen Jahrbüchern der Kommunen.

Neben den bisher aufgeführten Quellen für umweltrelevante Daten sind als weitere Produzenten solcher Daten Technische Überwachungsämter, Industrieunternehmen und Forschungseinrichtungen zu nennen. Bedauerlicherweise werden solche Daten aber vielfach geheimgehalten.

1) Vgl. Erhebung im Auftrag des Bundesministers des Innern, Räumliche Erfassung der Emissionen ausgewählter luftverunreinigender Stoffe aus Industrie, Haushalt und Verkehr in der Bundesrepublik Deutschland 1960 - 1980, Bonn 1976.

2) Einen Überblick über das Meßprogramm vermitteln: Erhebung im Auftrag des Bundesministeriums des Innern, Überwachung der Luftqualität in der Bundesrepublik Deutschland 1960 - 1975, Bonn 1976; Materialien zum Immissionsschutzbericht 1977, a.a.O., S.64 ff.

3) Einen groben Überblick über den Stand vermittelt, Lärmindex, Hrsg. Umweltbundesamt, Berlin 1976.

4) Bericht über die Wasserwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland, Hrsg. Bundesminister des Innern, Bonn 1977.

Heftig diskutiert wurde in letzter Zeit die Frage der Einbeziehung der Umwelt in die VGR¹⁾. Da sich Umweltschäden nur schwer erfassen und schon kaum bewerten lassen, wie an anderer Stelle noch gezeigt wird, steht der Verfasser solchen Ansätzen skeptisch gegenüber und möchte sie nicht weiter verfolgen.

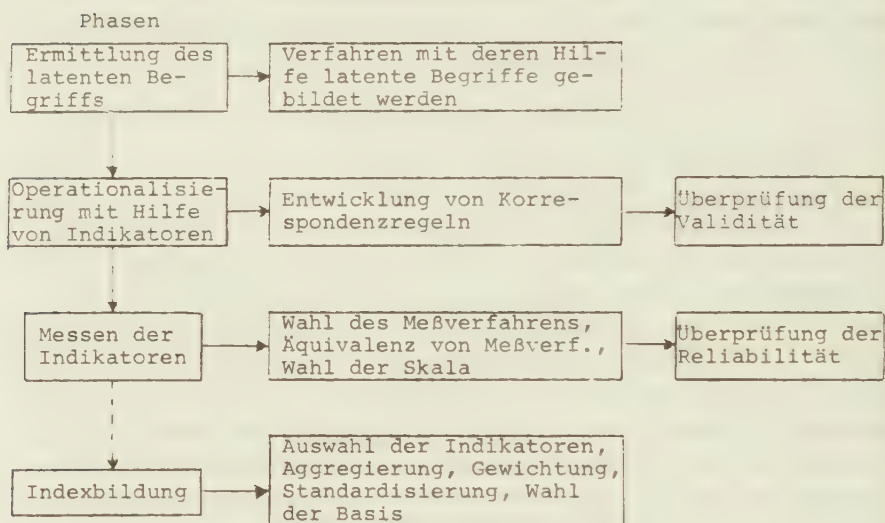
2. Umweltindikatoren

2.1 Grundprobleme der Operationalisierung, Messung und Erhebung

Der Prozeß der Datenerfassung läuft in mehreren Phasen ab²⁾. Ausgangspunkt ist in der ersten Phase ein theoretischer (latenter) Begriff³⁾, der im nächsten Schritt mit Hilfe von Korrespondenzregeln zu Indikatoren operationalisiert werden muß⁴⁾. Im dritten Schritt müssen diese Indikatoren dann gemessen und erhoben und eventuell in einem weiteren Schritt zu einem Index verdichtet werden. Der Ablauf und die in den einzelnen Phasen auftretenden Probleme sollen im folgenden Schaubild verdeutlicht werden.

-
- 1) Zu einer ersten Orientierung sei auf die folgenden Veröffentlichungen hingewiesen: M. Baltensperger, Die volkswirtschaftliche Quantifizierung des Umweltverzehr, in: Schweizerische Zeitschrift für Volkswirtschaft und Statistik, 108. Jahrgang, 1972; W. Jöhr, Zur Frage der Berücksichtigung der Umweltproblematik in der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, in: Schweizerische Zeitschrift für Volkswirtschaft und Statistik, 108. Jahrgang, 1972; Henry M. Peskin, A National Accounting Framework for Environmental Assets, in: Journal of Environmental Economics and Management, 2/1976; Ursula Wehner, Ökologische soziale Kosten und volkswirtschaftliche Gesamtrechnung, Diss. Universität Köln 1976.
 - 2) Vgl. R. Werner, Methodische Ansätze zur Konstruktion sozialer Indikatoren, in: Soziale Indikatoren, Konzepte und Forschungsansätze II, Hrsg. Wolfgang Zapf, Frankfurt 1974, S.192 ff.
 - 3) Ein solcher theoretischer bzw. latenter Begriff wird auch theoretisches Konstrukt genannt.
 - 4) Das ist notwendig, da sich nicht der Begriff als solcher, sondern nur seine Eigenschaften messen lassen. Jeder Indikator soll daher einer Eigenschaft entsprechen.

Schaubild II: Phasen der Indikator- und Indexbildung



2.1.1 Operationalisierung latenter Begriffe mittels Indikatoren

Die Auswahl des Untersuchungsobjektes und damit eines latenten Begriffes hängt von übergeordneten Fragestellungen ab. Drei Fragestellungen lassen sich unterscheiden¹⁾:

- Objektiver Ansatz (Für das Bestehen des Systems notwendige Einzelelemente sollen untersucht werden.)
- Subjektiver Ansatz (Es sollen Empfindungen des Individuums über das Untersuchungsobjekt erfaßt werden.)
- Zielorientierter Ansatz (Untersucht werden soll der Zielerreichungsgrad ergriffener Maßnahmen.)

1) Vgl. R. Werner, ebenda, S. 197. Werner unterscheidet den normativen, gouvernementalen, systemwissenschaftlichen und subjektiven Ansatz.

Wird diese Typologie auf den Problemkreis Umwelt angewandt, so wären die Erfassung von Emissionen eine Fragestellung auf Grund des objektiven Ansatzes, die der subjektiven Lärmempfindung eine des subjektiven Ansatzes und die der Ermittlung von Wirkungen mit Hilfe von Immissionsstandards eine des zielorientierten Ansatzes.

Drei verschiedene Verfahren zur Operationalisierung latenter Begriffe mit Hilfe einer Korrespondenzregel lassen sich unterscheiden¹⁾:

- Operationalistischer Ansatz
- Typologisch-induktiver Ansatz
- Kausalanalytischer Ansatz ,

Beim operationalistischen Ansatz wird davon ausgegangen, daß sich mit Hilfe eines Satzes von Indikatoren der latente Begriff vollständig definieren läßt. Dieser in der Anwendung vorherrschende Ansatz²⁾ geht von der auf Grund des semantischen Bedeutungsinhaltes bestehenden Möglichkeit einer Zerlegung des latenten Begriffs in Indikatoren aus.

Mit dem typologisch induktiven Ansatz verbindet sich der Name von Paul Lazarsfeld. Unter Zugrundelegung eines vierphasigen Schemas³⁾ (Erkennen des Problemfeldes und Entwurf einer vorläufigen Erklärungsskizze des zu untersuchenden latenten Begriffs, Spezifikation aller Dimensionen des latenten Begriffs und deren Zuordnung zu Indikatoren, Auswahl der Indikatoren, Bildung eines Index anhand der ausgewählten Indikatoren) geht er dabei zunächst von einer vagen Vorstellung über einen latenten Begriff (latente Variable) aus.

1) Vgl. Erwin K. Scheuch; Helmut Zehnpfennig, Skalierungsverfahren in der Sozialforschung, in: Handbuch der empirischen Sozialforschung, Bd. 3a: Grundlegende Methoden und Techniken Zweiter Teil, Hrsg. René König, 3. Auflage, Stuttgart 1974, S. 166.

2) Ebenda, S. 167.

3) Vgl. Paul Lazarsfeld, Des Concepts aux Indices Empiriques, in: Le vocabulaire des sciences sociales, Hrsg. R. Boudon und P. Lazarsfeld, Paris 1965, S. 28.

Auf das Problemfeld und die latente Variable machen eine Vielzahl manifester Variablen (Indikatoren) aufmerksam. Die manifesten Variablen werden folglich nicht deduktiv¹⁾ aus den latenten, sondern diese induktiv mit Hilfe von Verfahren der multivariaten Statistik wie der "latent structure analysis" aus den manifesten Variablen abgeleitet.

Der auf Blalock und Costner²⁾ zurückgehende kausalanalytische Ansatz verfährt dagegen deduktiv. Hinter diesem Ansatz verbirgt sich das Primat der Theorie, da ihre Erklärung des latenten Begriffs von entscheidender Bedeutung für die daran anschließende Ableitung der Indikatoren ist. Im Rahmen eines kausalen Systems bestimmen Indikatoren und Störvariablen den latenten Begriff. Seine Überprüfung erfährt das Modell oft mit Hilfe der Pfadanalyse.

2.1.2 Probleme der Messung und Erhebung von Indikatoren

Unter Messen wird allgemein die vorgenommene Zuordnung von Zahlen zu Dingen verstanden. Etwas abstrakter, dafür aber genauer formuliert, läßt sich eine allgemein übliche Abgrenzung in Anlehnung an Karl Menger vornehmen³⁾. Er versteht unter Messen die Zuordnung einer Klasse B von Objekten zu einer Klasse N von Zahlen mit Hilfe einer Klasse M von Verfahrensregeln. Das geordnete Tripel (B, N, M) wird Skala genannt. Ergebnis einer Messung ist dann ein geordnetes Paar (b_o, n_o) , wobei b_o Element von B und n_o Element von M ist. Solch ein Paar wird auch Quantität genannt.

In der wissenschaftlichen Diskussion über den Begriff "Messen" wird von Sozial- wie von Naturwissenschaftlern immer wieder betont⁴⁾,

1) Vgl. C. Besozzi; H. Zehnpfennig, Methodische Probleme der Indexbildung, in: Techniken der Empirischen Sozialforschung Bd. 5, Testen und Messen, Hrsg. Jürgen von Koolwijk und Maria Wieken-Mayser, Oldenburg 1976, S. 27.

2) H. L. Costner, Theory, Deduction and Rules of Correspondence, in: American Journal of Sociology, 75/1969, S. 245 ff.

3) Vgl. im weiteren St. Körner, Erfahrung und Theorie, Frankfurt 1977, S. 186 ff.

4) Zur Diskussion in den Sozialwissenschaften siehe: Aaron V. Cicourel, Methode und Messung in der Soziologie, Frankfurt 1974, S. 23 ff.

daß nicht die Objekte als solche, sondern nur Eigenschaften von ihnen gemessen werden können (Länge, Temperatur, Lautstärke). Das Messen dieser Eigenschaften wiederum kann direkt oder indirekt geschehen. Direkt messen lassen sich sämtliche objektiven Indikatoren. Das schließt nicht aus, daß bei einigen Erhebungen ein nicht unerheblicher Teil dieser Indikatoren indirekt gemessen wird. Das gilt im Bereich der Umweltindikatoren in besonderem Maße, wie in 1.4 erwähnt wurde, für die Messung von Emissionsindikatoren (Hausbrand, Verkehrsemissionen). Subjektive Indikatoren wiederum lassen sich nur durch eine indirekte Messung erfassen.

Zudem handelt es sich beim Messen nicht um eine Zuordnung von Objekten bzw. deren Eigenschaften zu Zahlen, sondern allgemeiner zu Ziffern. In den unterschiedlichen Zuordnungsmöglichkeiten spiegeln sich die unterschiedlichen Skalierungsverfahren (Nominal-, Ordinal- und Ratioskala) wider.

Grundsätzlich lassen sich Vollerhebungen und Teilerhebungen unterscheiden.

Vollerhebungen stellen auf Grund der mit ihnen verbundenen hohen Kosten, aber auch weil sie technisch zum Teil gar nicht durchführbar sind, die Ausnahme dar. Werden sie dennoch durchgeführt, so handelt es sich dabei meist um einmalige oder in größeren zeitlichen Abständen durchgeführte Vollerhebungen. Sie dienen als Bestandsaufnahme, aber auch als Grundlage für weitere indirekte Schätzungen oder zur Erstellung von Stichprobenplänen. Die Erstellung von Emissionskatastern ist ein typisches Beispiel hierfür. Laufende Vollerhebungen stellen im Umweltbereich eine Seltenheit dar. Zu nennen sind zum Beispiel die laufende Immissionsmessung des Umweltbundesamtes an einigen Meßstellen, aber auch einige Erhebungen des Statistischen Bundesamtes, bei denen dann aber Stromgrößen erfaßt werden.

Es liegt auf der Hand, daß Teilerhebungen die für den Umweltbereich adäquate Erhebungsform sind, da sich Vollerhebungen meßtechnisch oder finanziell als undurchführbar erweisen. Bei umweltstatistischen Teilerhebungen stellt sich aber ein doppeltes Problem, da sowohl eine örtliche als auch eine zeitliche Auswahl vorgenom-

men werden muß. Soll die Teilerhebung mit Hilfe einer Zufallsauswahl vorgenommen werden, so können insbesondere die einfache Zufallsauswahl, geschichtete Stichprobenverfahren und Verfahren - bei denen Vorkenntnisse berücksichtigt werden - angewandt werden.

Die einfache Zufallsauswahl läßt sich sowohl für eine örtliche wie für eine zeitliche Auswahl kaum anwenden, da die zu erfassenden Größen zu heterogen sind. Vielmehr wird es bei fast allen Erhebungen immer sinnvoller sein, bei der Schätzung auf Grund einer Zufallsstichprobe Vorkenntnisse bei der Wahl der Schätzfunktion zu berücksichtigen. Solche Verfahren wären beispielsweise zur Fortführung eines Emissionskatasters sehr sinnvoll. Vorkenntnisse können aber nicht nur bei der Wahl der Schätzfunktion, sondern auch unter Anwendung des Verfahrens der variablen Auswahlwahrscheinlichkeit bei der Festlegung der Meßorte und -zeitpunkte berücksichtigt werden. Als Hilfsvariable könnten Werte wie die Verkehrs- und Besiedlungsdichte dienen.

Eine weitere Möglichkeit ist die Anwendung von geschichteten Stichprobenverfahren. Voraussetzung hierfür ist aber die Bildung von homogenen Schichten. Die Homogenität der Schichten wird wiederum dadurch erschwert, daß gleichzeitig verschiedene Merkmalswerte an einer Meßstation erfaßt werden müssen. Damit treten aber insgesamt nun folgende Probleme auf:

- die Aufteilung der Grundgesamtheit in homogene Schichten
- die Bestimmung des örtlichen und zeitlichen Stichprobenumfanges
- die Berücksichtigung von Kosten
- die Wahl einer geeigneten Schätzfunktion.

Soll nicht eine Zufallsauswahl durchgeführt werden, so bietet sich im Bereich der Umweltstatistik insbesondere das Konzentrationsprinzip für die Durchführung von Erhebungen an. Das gilt insbesondere für die Erhebung industrieller Emissionen, da hier meist einige Großemittenten Hauptverursacher sind.

2.2 Arten und Gestalt von Umweltindikatoren

Indikatoren messen Eigenschaften eines theoretischen (latenten) Begriffs. Je nachdem, ob bei der Bestimmung des latenten Begriffs der subjektive, der objektive oder der zielorientierte Ansatz zugrunde gelegt wird, ergibt sich ein unterschiedlicher Satz von Indikatoren.

Objektive Umweltindikatoren sollen eine Diagnose, Prognose und einen zeitlichen Vergleich über Zustand und Belastungen der natürlichen Umwelt¹⁾ ermöglichen; subjektive Umweltindikatoren das subjektive Empfinden von Individuen über Umweltqualität und Umweltbelastungen widerspiegeln und zielorientierte Umweltindikatoren sollen Aussagen über den Zielerreichungsgrad umweltpolitischer Maßnahmen sowie über die Höhe der Umweltkosten ermöglichen.

Auf Grund ihrer einfachen Struktur sollen sie einen Beitrag zur öffentlichen Aufklärung von Umweltfragen leisten, den politischen Zielbildungsprozeß erleichtern, die Kontrolle umweltpolitischer Ziele ermöglichen und Hilfe bei der Planung die Umwelt beeinflussender Projekte geben.

Um die Anzahl der Indikatoren einigermaßen überschaubar zu halten, sollte man sich bei der Auswahl an einigen vom CEQ²⁾ formulierten Kriterien orientieren:

- Relevanz und Selektivität der Indikatoren
- Verfügbarkeit der Daten
- es müssen sich zeitliche und örtliche Vergleiche mit den Indikatoren durchführen lassen
- die statistische Qualität der Indikatoren muß abgesichert sein (Validität und Reliabilität der Indikatoren).

1) Hierzu zählen Aussagen über die Entwicklung von Emissionen und den sich daraus ergebenden Belastungen (Immissionen).

2) Vgl. Daniel E. Tunstall, Developing Indicators Of Environmental Quality: The Experience Of The Council On Environmental Quality, Paper presented at the Conference on Environmental Indicators - State of the Art in industrialised Countries, Wissenschaftszentrum, Berlin Dezember 1976.

2.2.1 Objektive Indikatoren

Beim objektiven Ansatz werden solche Indikatoren ausgewählt, die für das Bestehen des Gesamtsystems von Bedeutung sind. Übertragen auf den Bereich der natürlichen Umwelt sind das solche Indikatoren, die Aussagen erlauben über

- Aufnahme und Assimilation von Schadstoffen
- Lagerung von Ressourcen und Schadstoffen
- Abgabe von Ressourcen und Schadstoffen an die wirtschaftliche und soziale Umwelt.

Die Analyse der natürlichen Umwelt mit Hilfe von objektiven Indikatoren läßt sich erleichtern, wenn Indikatoren in der Reihenfolge ihres Auftretens in der Kausalkette bestimmt werden. Ausgangspunkt bilden die Emissionen. Getrennt nach den Verursachergruppen Industrie, Haushalte und Verkehr¹⁾ müssen die gasförmigen, festen, flüssigen und staubförmigen Emissionen (Abfall) sowie Lärm und Erschütterungen erfaßt werden. Daran anschließen müssen sich Überlegungen, wie neben den Angaben über Emissionen in Abhängigkeit von Verursachergruppen auch Angaben über Emissionen in Abhängigkeit von gewählten Produktionsverfahren und Emissionen in Abhängigkeit von der Endnachfrage (Verschmutzungsintensität eines Endproduktes) gewonnen werden können, und mit welchen Verfahren sich die gewonnenen Indikatoren prognostizieren lassen.

Der Analyse der Emissionsstruktur folgt sodann eine Darstellung der Entsorgungssituation; und zwar muß dargestellt werden, welche Abfälle an welchem Ort, in welcher Menge, zu welchem Zeitpunkt, von welcher Entsorgungsart (Deponien, Verbrennung, Recycling, Kompostierung) "entsorgt" werden.

1) Ausgeklammert werden Emissionen, deren Verursacher die natürliche Umwelt selber ist (z. B. Erdbeben, Vulkanausbrüche und Überschwemmungen). Siehe hierzu: W. Seidl, Umweltbelastungen im natürlichen Kreislauf, Göttingen 1976.

Die nichtentsorgten Emissionen, aber auch indirekt die entsorgten Emissionen (Emissionen der Entsorgungsbetriebe), führen dann zu Veränderungen von Luft, Wasser und Boden. Folglich stellt sich die Frage nach der Immissionsstruktur. Sie läßt sich allerdings nicht aus der Emissionsstruktur ableiten, da die Immissionsstruktur einer Region von der Assimilationsfähigkeit¹⁾ sowie von den Austrittsverhältnissen der Emissionen (Schornstein) beeinflußt wird.

Da die Umweltbereiche Luft, Wasser und Boden nicht nur Empfänger von Emissionen sind, sondern selber Rohstoffe abgeben, müßte in diesem Rahmen auch auf die Wasser- und Rohstoffversorgung eingegangen werden.

Die nächste Stufe in der Kausalkette bilden die Wirkungen der Immissionen auf einzelne Akzeptoren wie z. B. Mensch, Vegetation und Materialien. Die Wirkungen auf die Vegetation werden mit Hilfe sogenannter Bioindikatoren²⁾ erfaßt, die vielfach für die anderen Akzeptoren eine Frühindikator-Funktion ausüben. Da bei der Bildung dieser Indikatoren naturwissenschaftliche Probleme vorherrschen, soll im Rahmen dieser Arbeit auf sie nicht weiter eingegangen werden.

2.2.1.1 Emissionsindikatoren

Eine exakte Analyse der Luft müßte einige hundert Schadstoffarten berücksichtigen³⁾. Das ist bisher weder meßtheoretisch möglich, noch auf Grund der hohen Kosten durchführbar. Eine Beschränkung auf die von ihrer Wirkung und ihrem mengenmäßigen Anfall bedeu-

1) Die Assimilationsfähigkeit wiederum hängt von meteorologischen und topographischen Parametern ab.

2) An Literatur über Bioindikatoren siehe z. B. C. Staffordt Brandt, *Plants as Indicators of Air Quality*, in: *Indicators of Environmental Quality*, Hrsg. William A. Thomas, Plenum Press, New York 1972; Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, *Umweltgutachten 1978*, Bonn 1978, S. 54 ff.

3) Solch eine Aufstellung befindet sich z. B. bei J. Jennen, *Indikatoren zur Beurteilung von Umweltqualität*, Gutachten erstattet im Auftrag des Bundesministers des Innern, Köln 1975.

tendsten Schadstoffe ist daher zwingend notwendig. Da die Wirkungen der meisten Schadstoffe bisher nur unzureichend erforscht oder die Untersuchungen wegen der Existenz von Synergismen und Langzeitwirkungen erschwert sind, werden bisher nur solche Schadstoffe erfaßt, deren mengenmäßiger Anfall sich quantitativ einigermaßen sicher messen läßt und deren schädliche Wirkungen als abgesichert gelten. Die Erfassung solcher Emissionen geschieht dann über sogenannte Emissionskataster für Staub und gasförmige Emissionen und mit Lärmkarten für Geräuschemissionen.

Überblickartig sollen die wichtigsten Indikatoren für die einzelnen Emissionsarten angegeben werden.

- Staub und gasförmige Indikatoren:

Den drei Schadstoffen SO_2 , CO und NO_x wird meist eine Leitfunktion zuerkannt. Ein weiterer Indikator ist die emittierte Staubmenge. Diese Indikatoren werden meist in bezug gesetzt zu ihren Verursachergruppen (Industrie, Hausbrand, Verkehr), zu Produktionsprozessen und zur Fläche.

- Lärmindikator:

Die Lautstärke wird über den Schallpegel gemessen, der in (dB) angegeben wird. Hauptemittent ist der Verkehr mit den Unterbereichen (Schienen-, Luft-, Straßenverkehr). Als weitere Emittenten sind noch die Bauindustrie und die Haushalte zu nennen. Messungen von Lärmemissionen sind nur von geringer Bedeutung, da die wichtigsten Emissionsquellen (Verkehr und Bau) ihren Emissionsort laufend ändern. Erhöhte Bedeutung kommt vielmehr den Lärmimmissionen zu.

- Indikatoren für flüssige Abfälle:

Ähnlich wie bei staub- und gasförmigen Indikatoren ließen sich eine Vielzahl von Indikatoren aufführen¹⁾. Ein Grobindikator ist die gesamte Abwassermenge, aufgeteilt nach Haushalten und Industrie.

1) Vgl. J. Jennen, a.a.O., S. 100.

- Indikatoren für feste Abfälle:

Ein Großteil fester Abfälle von Haushalten - wie von der Industrie - läßt sich in die Kategorie verbrauchsspezifische Abfälle¹⁾ einordnen. Dazu zählen Hausmüll, Sperrmüll und Straßenkehricht sowie sortenreine Abfälle wie Autowracks und Altreifen. Der Hausmüll läßt sich noch in weitere Stoffgruppen zerlegen (Papier, Asche, Glas, Kunststoffe u. a.). Produktionsspezifische Abfälle, die sich in diese Systematisierung nicht einordnen lassen, sollen als Sondermüll²⁾ betrachtet werden.

2.2.1.2 Entsorgungsindikatoren

Die wichtigsten Entsorgungsindikatoren sind Angaben über die mengenmäßige Entsorgung durch Deponien, Recycling, Kompostierung und Kläranlagen, aufgeschlüsselt nach Abfallarten, Abfallmengen und Emissionsursachen.

2.2.1.3 Immissionsindikatoren

Wie bereits erwähnt, lassen sich aus der Emissionsstruktur keine Angaben über die Immissionsstruktur ableiten. Die Immissionsbelastungen müssen vielmehr für eine in Einheitsflächen aufgeteilte Region zusätzlich erfasst werden oder können bei Kenntnis der Emissions- und Ausbreitungsbedingungen mit Hilfe von Simulationsmodellen geschätzt werden³⁾. Zu unterscheiden sind Immissionsbelastungen der Luft (Gas, Staub, Lärm), des Bodens (Staub, feste Abfälle) und des Wassers (flüssige Abfälle).

1) Ebenda, S. 156.

2) Zu Sondermüllarten siehe, Ekkehard Offhaus, "Überwachung der Beseitigung bestimmter gewerblicher Abfälle, in: Landkreis 8/9, 1977, S. 301 f.

3) Siehe hierzu z. B., H. Fortak, Modell für die Luftqualitätsmessung, in: Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung, a.a.O., S. 18 f.

Immissionsindikatoren der Luft sind SO_2 , NO_x , CO, Staub, Blei, Fluor, Phenol, Cadmium und Chloride. Für diese Immissionen liegen zum Teil kontinuierliche Messungen oder Stichprobenerhebungen vor. Die Lärmimmissionen werden in dB gemessen. Eine Unterscheidung zwischen Tag- und Nachtlärm ist gerade in bezug auf spätere Wirkungsuntersuchungen von Bedeutung.

Ebenso wie für den Bereich Luft muß für den Bereich Wasser die Vielzahl möglicher Immissionsindikatoren reduziert werden. Häufig genannt werden¹⁾ der pH-Wert, die Temperatur, die Trübung, Substanzen mit biochemischem Sauerstoffbedarf, suspendierte und gelöste Feststoffe, Nitrate, Phosphate und Stickstoff.

Immissionsuntersuchungen für einzelne Schadstoffe (Blei, Cadmium, etc.) für den Bereich Boden stellen eine Ausnahme dar. Angaben über feste Abfälle auf geordneten und ungeordneten Deponien liegen öfter vor und zählen sicher auch zur Gruppe der Immissionsindikatoren für den Bereich Boden.

2.2.1.4 Wirkungsindikatoren

Wirkungen von Immissionsschäden lassen sich an Materialien, der Vegetation und der menschlichen Gesundheit beobachten. Abgesehen von Laboruntersuchungen fällt allerdings eine eindeutige Wirkungs-zuordnung sehr schwer und beruht oftmals weniger auf exakt durchgeführten Untersuchungen als vielmehr auf Vermutungen. Trotzdem kommt den Bioindikatoren einer Teilgruppe der Wirkungsindikatoren immer größere Bedeutung zu²⁾. Als Bioindikatoren werden häufig

1) Vgl. U S. Environmental Protection Agency, Water Quality Index Application In The Kansas River Basin, Kansas City 1974, S. 11; Friedrich Hanssmann, Systemforschung im Umweltschutz, Berlin 1976, S. 92 ff.

2) Vgl. Umweltbundesamt, Materialien zum Immissionsschutzbericht, a.a.O., S. 229 f.

pflanzen¹⁾, seltener dagegen Tiere oder Menschen, herangezogen, da bei diesen beiden Gruppen auf Grund ihrer Mobilität Wirkungszusammenhänge nur schwer nachweisbar sind. Wirkungsindikatoren, die Schäden an Materialien (z. B. Korrosionsrate) nachweisen, zählen zu einer weiteren Gruppe der Wirkungsindikatoren. Voraussetzung, um von Wirkungsindikatoren sprechen zu können, ist dabei der Nachweis eines Zusammenhanges zwischen Immissionsraten und Wirkungen. Solche Zusammenhänge wurden für die Korrosionsrate von Blechen mit SO₂ Immissionen sowie dem Absterben von Flechten und Immissionsraten von Blei und Cadmium nachgewiesen.

2.2.2 Subjektive Indikatoren

Subjektive Indikatoren sollen nicht die objektiv meßbaren Eigenschaften wie den CO Gehalt in der Luft erfassen, sondern das subjektive Empfinden von Individuen über die Qualität der Umwelt und Belastungen durch Lärm sowie durch Luftverunreinigungen. Bei ästhetischen Schäden sind subjektive Indikatoren vielfach sinnvoller, insbesondere zur Bewertung indirekter intangibler Kosten. Die meisten Beiträge über subjektive Umweltindikatoren sind allerdings rein theoretisch²⁾. Jedoch wurden auch einige empirische Untersuchungen durchgeführt³⁾. In Wien wurden z. B. Meßwerte über Luft-

1) Vgl. U. Kirschbaum, R. Klee, L. Steubing, Luftqualitätsmessungen infolge von Immissionswirkungen auf Flechten - Flechten als Bioindikatoren, in: Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung, a.a.O., S. 116 ff.

2) Siehe hierzu: Perceiving Environmental Quality, Edited by Kenneth H. Craik and Ervin H. Zube, Issues in Perceived Environmental Quality, Institute for Man and Environment, University of Massachusetts, Amherst 1975; Lester W. Milbrath and Robert C. Sahr, Perceptions of Environmental Quality, in: Social Indicators Research, 1/1975, S. 397 - 438; Robert Marans and Burkhardt Strümpel, The Role Of Subjective Indicators In An Environmental Indicators System, Paper presented at the Conference on Environmental Indicators, State of the Art in Industrialised Countries, Wissenschaftszentrum, Berlin Dezember 1976.

3) Vgl. Karoly Cserjan, Subjektive und objektive Beurteilung von Immissionen, in: Mitteilungen des österreichischen Instituts für Raumplanung, Wien 1975, S. 216 - 227.

verunreinigungen und Lärm mit dem subjektiven Empfinden der Bevölkerung über Belästigungen auf Grund von Luftverunreinigungen und Lärm verglichen. Dabei ergaben sich große Übereinstimmungen zwischen objektivem Tatbestand und subjektiven Empfinden. Eine solche Übereinstimmung muß allerdings nicht immer vorliegen. Vielmehr kann auf Grund mangelnder Information über langfristige Schädigungen und Risiken eine durchaus gefährliche Belästigung als solche nicht empfunden werden. Oft muß daher erst eine Fühlbarkeitsschwelle überwunden werden, um Belastungen zu bemerken, die objektiv vorliegen. Außerdem können sich subjektive Indikatoren bei gleichzeitiger Konstanz der objektiven Indikatoren ändern und zwar auf Grund

- zusätzlicher Information
- Veränderung der Fühlbarkeitsschwelle
- mangelnder Validität.

Die gegenwärtige Diskussion über Atomkraftwerke stellt ein Beispiel dar, wie sich das subjektive Empfinden breiter Bevölkerungskreise auf Grund zusätzlicher Informationen verändern kann. Eine Veränderung der Fühlbarkeitsschwelle kann bei Gewöhnung (Fluglärm) oder auf Grund eingetretener Schäden (Hörschäden bei Lärmbelästigungen) erfolgen. Zu vermuten ist ebenfalls, daß die Validität subjektiver Indikatoren beträchtlich geringer als die der objektiven Indikatoren ist. Aus diesen Gründen eignen sich subjektive Indikatoren nur sehr begrenzt als Entscheidungsgrundlage für politische Entscheidungen. Sicher sind sie aber im Zusammenhang mit objektiven Indikatoren als zusätzliches Informationsinstrument von Bedeutung. Im Rahmen dieser Arbeit soll auf sie aber nicht weiter eingegangen werden.

2.2.3 Zielorientierte Indikatoren

Umweltindikatoren als Zielindikatoren sollen Aussagen über den Zielerreichungsgrad umweltpolitischer Aktivitäten liefern. Die Formulierung umweltpolitischer Ziele geschieht dabei mit Hilfe

von einstufigen oder mehrstufigen Emissions- und Immissionsstandards. Die Ableitung solcher Standards stellt zugleich eines der Hauptprobleme umweltpolitischer Zielindikatoren dar. Solche Standards¹⁾²⁾ sollten sich sinnvollerweise an objektiv nachweisbaren Schäden oder am subjektiven Empfinden über Umweltbelastigungen orientieren. Der objektive Nachweis und die Bewertung von Umweltschäden ist aber, wie die Ausführungen über Umweltkosten zeigen werden, in den meisten Fällen sehr schwierig. Zudem müßten Emissions- und Immissionsstandards regional unterschiedlich gewählt werden, um die besonderen Emissions- und Immissionsbedingungen einer Region zu berücksichtigen. Dabei spielen nicht nur Faktoren wie Wind und Temperatur eine Rolle, sondern auch die regionale Bevölkerungsstruktur, da die gesundheitliche Anfälligkeit für Umweltverschmutzung altersspezifisch unterschiedlich ist. Aber selbst wenn es gelingen sollte, "optimale" Standards zu finden, so muß eine Unterschreitung dieser Grenzwerte nicht das Ergebnis umweltpolitischer Maßnahmen sein, sondern kann vielmehr Resultat eines komplexen gesamtwirtschaftlichen Produktionsprozesses sein, in dem sich regionale und strukturelle Strukturveränderungen widerspiegeln³⁾. Inwieweit eine Verringerung der Umweltverschmutzung sich auf umweltpolitische Maßnahmen zurückführen läßt, bleibt damit aber unbeantwortet.

2.2.4 Umweltkosten als Indikatoren der Umwelt

Die bisher besprochenen Indikatoren sind wegen ihrer immer noch großen Anzahl oft unüberschaubar und werden daher gerade bei politischen Entscheidungen nicht genutzt. Eindeutiger hingegen ist der

1) Über den politischen Entscheidungsprozeß zur Gewinnung von Standards siehe: Development of Air Quality Standards, edited by: Arthur Atkisson and Richard S. Gaines, Symposium on the Development of Air Quality Standards, Environmental Resources, Inc. Riverside, California, S. 31 ff. und S. 111 ff.

2) Über Immissionsgrenzwerte in der Bundesrepublik Deutschland siehe, Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltgutachten 1974, a.a.O., S. 14 ff.

3) Vgl. Christian Leipert, Gesellschaftliche Berichterstattung, Berlin 1978, S. 123.

Begriff der Umweltkosten. Gerade bei politischen Entscheidungen läßt sich wegen der allgemeinen Verständlichkeit eher mit der Kategorie Kosten argumentieren als mit Indikatoren, die in für den Laien nichtssagenden Einheiten wie z. B. (dB) gemessen werden.

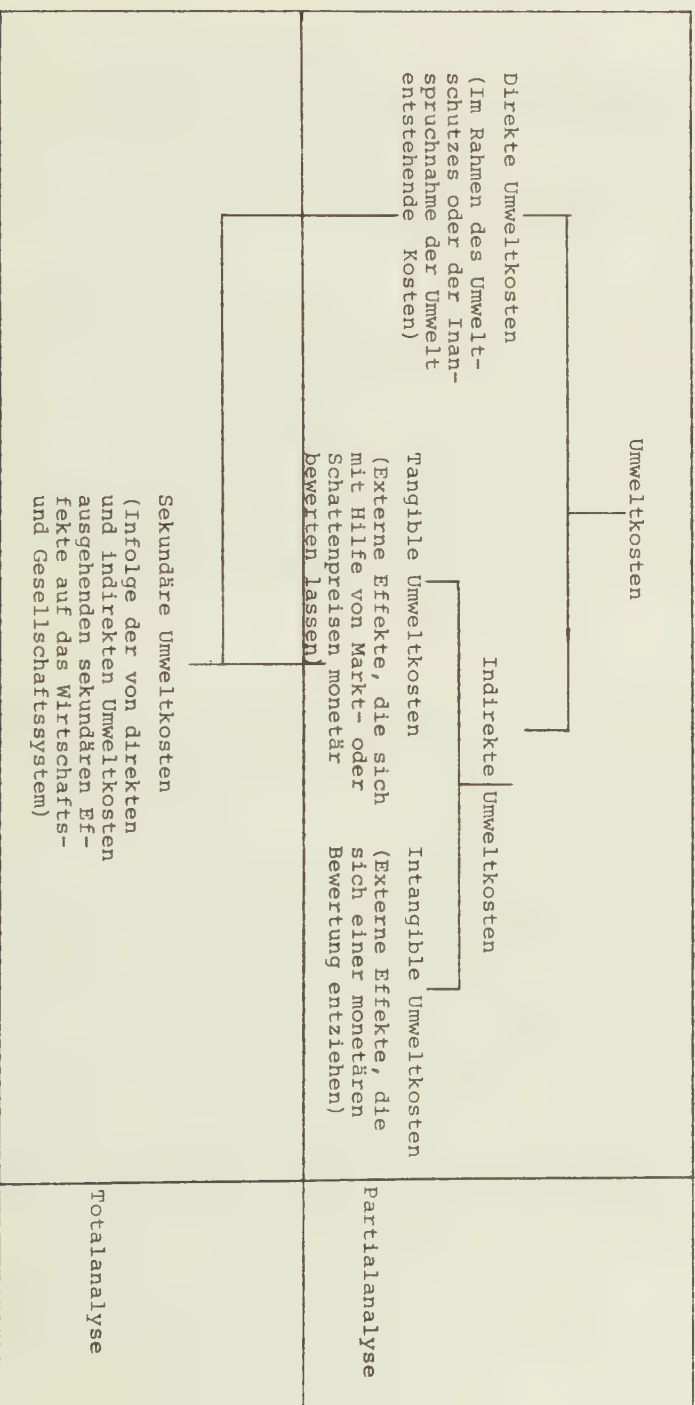
Da Kosten sowohl ein subjektives Element (Preis) als auch ein objektives Element (Menge) enthalten, lassen sie sich weder eindeutig der Gruppe der objektiven Indikatoren noch der der subjektiven Indikatoren zuordnen. Eine Anwendung des Konzepts der Umweltkosten setzt allerdings zunächst eine Abgrenzung des Begriffs voraus. Je nachdem, ob eine Partial- oder Totalanalyse der Umweltkosten angestrebt wird, muß eine unterschiedliche Systematisierung vorgenommen werden¹⁾.

Bei einer Partialanalyse wird eine Aufteilung in direkte und indirekte Umweltkosten vorgenommen. Zu den direkten Umweltkosten zählen alle im Rahmen des Umweltschutzes oder der Inanspruchnahme der Umwelt (in Form von Gebühren und Steuern) anfallenden und vom Verursacher getragenen Kosten. Deshalb werden diese Kosten auch direkte Kosten genannt²⁾. Direkte Umweltkosten können sowohl im Produktionssektor wie im Konsumsektor auftreten. Die statistische Erfassung der direkten Umweltkosten bereitet gewisse Schwierigkeiten, da das Abgrenzungsproblem, welche Kosten zu den Umweltkosten zählen und welche nicht, sich nicht eindeutig lösen läßt, und die befragten Betriebe vermutlich aus steuerlichen und politischen Gründen zu überhöhten Angaben neigen. Von indirekten Umweltkosten

1) Siehe Schaubild III.

2) Zur Erfassung und Schätzung direkter Umweltkosten siehe neben den Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes u. a.: D. Karsten u. a., Schätzung der monetären Aufwendungen für Umweltschutzmaßnahmen bis zum Jahre 1980, Bericht des Battelle-Instituts e. V., Frankfurt am Main vom September 1975 für das Bundesministerium des Innern; C. Kayser, Umweltschutzinvestitionen in der Industrie und im Bergbau Niedersachsens 1971 - 1973, Statistische Monatshefte Niedersachsen, Heft 2/75; OECD, Coûts De La Lutte Contre La Pollution Dans L'Industrie De L'Aluminium de première fusion, Paris 1977; Pölf-Ulrich Sprenger, Struktur und Entwicklung von Umweltschutzaufwendungen in der Industrie, Berlin 1975.

Schaubild III: Systematisierung der Umweltkosten



wird bei im Rahmen einzelwirtschaftlicher Produktion oder Konsumtion anfallender aber infolge externer Effekte an andere Überwälzte Kosten gesprochen. Lassen sich die indirekten Kosten mit Hilfe von Markt- oder Schattenpreisen¹⁾ monetär bewerten, so handelt es sich um tangible, im anderen Falle um intangible Kosten.

Sollen dagegen die im Rahmen einer Totalanalyse anfallenden Umweltkosten berechnet werden, so wird die Einführung eines neuen Begriffs, dem der sekundären Umweltkosten^{2) 3)}, notwendig. Sekundäre Umweltkosten entstehen infolge der von direkten und indirekten Umweltkosten ausgehenden sekundären Effekte auf das Wirtschafts- und Gesellschaftssystem. Zu solchen Effekten zählen Veränderungen des Preis- und Produktionsniveaus, der Beschäftigungsstruktur sowie der regionalen und sektoralen Produktionsstruktur. Quantifizieren lassen sich diese Effekte unter anderem mit Hilfe

-
- 1) Existieren auf Grund von Marktunvollkommenheiten keine sich am Markt gebildeten Preise, so kann versucht werden, mit Hilfe geeigneter Simulationsverfahren sogenannte Schattenpreise zu entwickeln. (Zu denken ist hierbei an spezifisch Öffentliche Güter, meritorische Güter oder Güter mit externen Effekten.)
 - 2) Siehe hierzu u. a., Karl Feldengut, Umweltschutz und Arbeitsplätze, in: WSI Mitteilungen, 32. Jahrgang, 7/79; Karl-Heinrich Hansmeyer, Volkswirtschaftliche Kosten des Umweltschutzes, in: Das Umweltproblem in ökonomischer Sicht, Hrsg. Herbert Giersch, Tübingen 1974; Werner Meißner und Erich Hödl, Positive ökonomische Aspekte des Umweltschutzes, Berichte 3/77, Umweltbundesamt; Rüdiger Pethig, Die gesamtwirtschaftlichen Kosten der Umweltpolitik, in: Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft 1977; Rolf-Ulrich Sprenger, Beschäftigungseffekte der Umweltpolitik, Berlin 1979; Ursula Wehner, Ökologische soziale Kosten und volkswirtschaftliche Gesamtrechnung, Diss. Köln 1976, S. 70 ff.
 - 3) In der gebräuchlichen wirtschaftswissenschaftlichen Terminologie entsprechen indirekte und sekundäre Kosten den volkswirtschaftlichen Kosten und die direkten Kosten den betriebswirtschaftlichen Kosten.

von ökonomischen und Input-Output-Modellen¹⁾. Veraltete sowie regional und sektoral nur ungenügend disaggregierte Input-Output-Tabellen erschweren solche Berechnungen allerdings sehr.

In der Literatur werden weitere Systematisierungen vorgenommen. So unterteilt der Council on Environmental Quality die Umweltkosten (environmental costs) wie folgt²⁾:

- Schadenskosten (damage costs)
- Ausweichkosten (avoidance costs)
- Beseitigungskosten (abatement costs)
- Planungs- und Überwachungskosten (transactions costs).

Schadenskosten resultieren aus der natürlichen Veränderung der Umwelt durch Umweltverschmutzung. An Beispielen lassen sich steigende Sterberaten oder die Zunahme bestimmter Krankheiten auf Grund von Umweltverschmutzung anführen. Am Beispiel gestiegener Sterberaten zeigt sich, daß eine monetäre Bewertung von Schadenskosten mit Hilfe von Markt- oder Schattenpreisen vielfach nicht nur sehr schwer, sondern oft, wie bei diesem Beispiel, geradezu unmöglich ist. Schadenskosten zählen zur Gruppe der indirekten tangiblen und intangiblen Umweltkosten.

Sollen Schadenskosten umgangen oder eingeschränkt werden, fallen vielfach Ausweichkosten an. Als Beispiele lassen sich der Einbau von schallisolierenden Fensterscheiben gegen Straßenlärm oder

1) Zur Anwendung ökonomischer Modelle in diesem Bereich siehe: A. G. Fazio und M. L. O. Cascio, Evaluation of the Economic Effects of Anti-Pollution Public Policy: Proposal for an Econometric Analysis Model, in: Problems Of Environmental Economics, OECD, Paris 1972, S. 143 - 179; Alberto Majocchi, Econometric Methods For Measuring The Shifting Of Pollution Control Costs On Prices And The Ensuing Effects On Exports, in: Rivista Internazionale Di Scienze Economiche E Commerciali, XXII, (1975); Michael K. Evans, A Forecasting Model Applied to Pollution Control Costs, in: The American Economic Review, 1973. Zur Anwendung von Input-Output Modellen: H. Jürgensen, Allokationseffekte der "social costs" im Umweltschutz, Umweltbrief Nr. 3, Bundesministerium des Innern, Bonn 20.12.1973; Berndt Leibert, Die volkswirtschaftlichen Kosten des Umweltschutzes, in: Weltwirtschaftliches Archiv, Zeitschrift des Instituts für Weltwirtschaft, Kiel, Band 108 (1972).

2) Siehe hierzu, The Sixth Annual Report of the Council on Environmental Quality, U. S. Government Printing Office, Washington D. C. 1975, S. 494 f.

entstehende Umzugskosten eines infolge von Luftverschmutzung vorgenommenen Umzugs aus der Innenstadt in einen Vorort aufzählen. Solche Kosten lassen sich mit Hilfe von Marktpreisen monetär bewerten und zählen daher zur Gruppe der indirekten tangiblen Kosten.

Beseitigungskosten umfassen einerseits solche indirekten Umweltkosten, die bei der Beseitigung von Umweltschäden entstehen, als auch andererseits die aus der Beseitigung resultierenden sekundären Umweltkosten. Auf Grund von Umweltverschmutzung verursachte Kosten des Gesundheitswesens lassen sich hierfür als Beispiel anführen.

Planungs- und Überwachungskosten sind Verwaltungs-, Planungs-, Überwachungs- und Forschungskosten, die im Rahmen des Umweltschutzes anfallen. Sie treten sowohl in Form direkter wie indirekter tangibler Kosten auf.

Allerdings läßt sich dieses Konzept nicht in die eingangs vorgenommene Systematik der Umweltkosten integrieren und ist daher sowohl für die Partialanalyse, da der größte Teil der direkten Umweltkosten nicht berücksichtigt wird, als auch für die Totalanalyse, da die Vermeidungs- und Beseitigungskosten direkte wie sekundäre Umweltkosten umfassen und die sekundären Umweltkosten der Ausweich- sowie Planungs- und Überwachungskosten nicht berücksichtigt werden, ungeeignet.

Einen gänzlich anderen Ansatz wählt der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen^{1) 2)}. Anknüpfend an das Opportunitätskostenprinzip und das Konzept der Sozialkosten³⁾ unterteilt er die volks-

1) Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltgutachten 1974, S.166 ff.

2) Dieser Ansatz wird ausführlich diskutiert von Klaus Zimmermann, Die Last des Umweltschutzes: Überlegungen zum Konzept der "Volkswirtschaftlichen Kosten" des Sachverständigenrates für Umweltfragen, in: Kyklos, Vol. XXVII 1974, S.840 ff.

3) Wegen der Vielzahl unterschiedlicher Abgrenzungen dieses Begriffs wurde sein Gebrauch bisher bewußt vermieden. Eine ausführliche Diskussion der verschiedenen Begriffsabgrenzungen findet sich bei Wolfgang Michalski, Grundlegung eines operationalen Konzepts der social costs, Tübingen 1965; Georg Hotar, Einige Bemerkungen über Sozialkosten im allgemeinen und die Luftverschmutzung im besonderen als eine ihrer Erscheinungsformen, in: Zeitschrift für Ganzheitsforschung, Neue Folge, 17. Jg., Wien I 1973; K. Kapp, Soziale Kosten der Marktwirtschaft, Frankfurt 1979.

wirtschaftlichen Kosten in private Kosten und soziale Zusatzkosten. Der Sachverständigenrat beschränkt sich dabei in seinem Verständnis volkswirtschaftlicher Kosten nicht nur auf die im Rahmen von Produktion und Konsum direkt und indirekt anfallenden Umweltkosten, sondern versteht unter volkswirtschaftlichen Kosten Zielverzicht schlechthin. Volkswirtschaftliche Kosten sind damit nichts anderes als Opportunitätskosten, die bei ganzem oder teilweisem Verzicht auf andere wirtschaftspolitische Ziele wie Preisstabilität, Außenhandelsgleichgewicht, Vollbeschäftigung, gleichgewichtiges Wachstum etc. entstehen. Damit spannt dieses Konzept aber den Bogen zum Begriff der sekundären Umweltkosten, da die Kenntnis über die Höhe der sekundären Umweltkosten erst die Ermittlung der Zielverzicht gemessen an politischen Zielen ermöglicht.

Die umweltpolitische Anwendung dieses Konzepts scheitert aber, und damit vermindert sich die Bedeutung dieses Umweltindikators, an den meist vernachlässigten statistischen Schwierigkeiten der Erfassung, insbesondere der direkten und der indirekten Umweltkosten. Um die Gegenstandslosigkeit vieler theoretischer Arbeiten aufzuzeigen, die unreflektiert auf dem Begriff der indirekten Umweltkosten aufbauen, sollen die Probleme ihrer Erfassung in einem Exkurs kurz abgehandelt werden.

Exkurs: Zur Erfassung der indirekten Umweltkosten

(a) Konzepte zur Erfassung von Umwelteffekten

Wie eingangs erwähnt, würde die Kenntnis der Umweltkosten den umweltpolitischen Entscheidungsprozeß beträchtlich erleichtern. Schätzungen solcher Kosten sind - wie im weiteren gezeigt wird - aus statistischer Sicht mit nur sehr fragwürdigen Mitteln durchzuführen.

In gewissem Umfang gilt diese Aussage selbst für die Erfassung direkter Umweltkosten, da das Abgrenzungsproblem, welche Kosten zu den Umweltkosten zählen und welche nicht, sich nicht eindeutig lösen läßt. Zudem werden die befragten Betriebe vermutlich aus

steuerlichen und politischen Gründen zu überhöhten Angaben neigen. Ungleich größer sind die Schwierigkeiten allerdings bei der Erfassung der indirekten Kosten. Für die Gruppe der tangiblen indirekten Kosten, und nur auf sie soll hier eingegangen werden, gilt es, die Identifikation der Schäden und die daran anschließende Bewertung der Schäden vorzunehmen. Ein, wie sich zeigen wird, geradezu aussichtsloses Unterfangen. Zunächst muß also der Nachweis eines physischen Schadens (physical damage) infolge von Umweltverschmutzung geführt werden. Zu nennen sind hier Gesundheitsschäden, Schäden der Flora und Fauna, Vermögensschäden, Schäden an Materialien und Klimaveränderungen, verursacht meist durch Luftverschmutzung, Wasserverschmutzung und Lärmbelastigungen. In der Tat lassen sich solche Schäden vermuten. Ein statistisch sauberer Nachweis mit Hilfe der Testtheorie, der Faktorenanalyse, der multiplen Regressionsrechnung, der Pfadanalyse, der multivariaten Zeitreihenanalyse und der statistischen Versuchsplanung ist hingegen, wenn auch vielfach versucht¹⁾, nur sehr begrenzt möglich.

-
- 1) Einen Überblick über von SO₂ verursachte Schäden gibt Erwin Lahmann, Umwelt und Qualität des Lebens, Kommission der Europäischen Gemeinschaft, Brüssel 1974.

Über das Konzept der Schadensfunktionen informieren unter anderen: Berry J. L. Brian, Frank E. Horton, urban environmental management, Prentice Hall, Englewood's Cliffs 1974, S. 148 ff.; Thomas D. Crocker, Urban Air Pollution Damage Functions: Theory and Measurement, Department of Economics University of California, Riverside; H. T. Heintz, A. Hirshaff, National Benefits of Controlling Air Pollution, U. S. Environmental Protection Agency, Washington D. C. 1975; Allan V. Kneese und Blair T. Bower, Managing Water Quality, Economics, Technology, Institutions, John Hopkins Press, Baltimore 1968, S. 109 ff.; Lester B. Lave, Air Pollution Damage: Some Difficulties in Estimating the Value of Abatement, in: Environmental Quality Analysis, Hrsg. Allan V. Kneese und Blair T. Bower, The John Hopkins Press, Baltimore 1972, S. 213 ff.; OECD, Environmental Damage Costs, Paris 1974; OECD, Economic Measurement of Environmental Damage, von Karl Göran Mäler und Ronald E. Wyga, Paris 1976; Ronald G. Ridker, Economic Costs of Air Pollution, Studies in Measurement, Frederick A. Praeger, Publishers, New York 1967, S. 90 ff.

Häufiges Ziel solcher Untersuchungen ist es, sogenannte physische Schadensfunktionen zu entwickeln. (physical damage function.)

Rein theoretisch haben solche Funktionen zum Beispiel die folgende Form¹⁾.

$$D_i = f_i(\text{CO, CH, NO}_x, \text{Pb, Synergismen, ...})$$

i = Art des Schadens, D_i = mengenmäßiger physischer Schaden pro Geschädigten.

Oder²⁾

$$D_i = f(a, t, AQ, RC, PP) ,$$

wobei

D = Schaden pro Periode t

a = meteorologische Bedingungen

t = Beobachtungszeitraum

AQ = Verschmutzungsintensität

RC = immissionsspezifische Bedingung

PP = Verschmutzungseigenschaften der Schadstoffe.

Lassen sich solche Funktionen überhaupt empirisch schätzen? Eine Reihe von Einwänden spricht dagegen:

- Die Schätzung einer solchen Funktion setzt ein theoretisches Modell voraus. Solche Modelle wurden bisher in nur unzulänglicher Weise entwickelt.
- Vermutlich besteht zwischen den einzelnen unabhängigen Variablen ein hoher Grad von Multikollinearität³⁾.

1) Vgl. Ernst A. Marburger, Zur direkten Bewertung volkswirtschaftlicher Zusatzkosten in Form gesundheitlicher Schäden durch Abgasimmissionen des Straßenverkehrs, in: Zeitschrift für Verkehrswissenschaft, 4/77, S. 195 ff.

2) Vgl. Brian J. L. Berry u. Frank E. Horton, a.a.O., S. 150.

3) Mit dem Problem der Multikollinearität und den sich daraus ergebenden Instabilitäten sowie der Möglichkeit, mit Hilfe der "Ridge-Regression" zu einer sinnvollen Lösung zu gelangen, beschäftigt sich ein Aufsatz von Gary C. McDonald and Richard Schwing, Instabilities of Regression Estimates Relating Air Pollution To Mortality, in: Technometrics, Vol. 15, No. 3, August 1973.

- Alle theoretisch möglichen Faktoren können nicht berücksichtigt werden.
- Die Schäden in einer Periode t hängen wahrscheinlich nicht nur von den Schadstoffmengen der Periode t , sondern auch von der emittierten Schadstoffmenge der Vorperioden ab. Querschnittsanalysen sind daher generell nicht sinnvoll, vielmehr müßten Kohortenanalysen durchgeführt werden.
- Die Assimilationsfähigkeit der Umwelt muß berücksichtigt werden.
- Die Störkomponenten (Wetter, Wind) spielen eine erhebliche Rolle und sind zudem, entgegen den Modellannahmen der multiplen Regression, meist nicht normalverteilt. Sie müßten in den Modellen mitberücksichtigt werden.
- Die Daten über Todesursachen und Krankheitsarten sind ungenau und nicht genügend disaggregiert.
- Die meisten bisherigen Untersuchungen unterstellen multiple lineare Regressionsansätze. Gerade die Annahme der Linearität läßt sich bei der Beschreibung biologischer Strukturen nicht aufrechterhalten.
- Auftretende Heteroskedastizität wurde vernachlässigt.
- Bei Untersuchungen der Wirkungen von Umweltverschmutzung auf die Gesundheit wird immer von einer Immobilität der betreffenden Bevölkerung ausgegangen. Da sowohl weder eine tägliche Immobilität (Pendelverkehr) noch eine lebenszeitliche Immobilität (Migration) unterstellt werden kann, werden die tatsächlichen Schäden bei andauernder Einwirkung der Schadstoffe sicher unterschätzt.
- Administrative Maßnahmen dürfen den Markt nicht verzerren. Dieses Problem tritt insbesondere bei Wohnungsmieten auf.
- Regressionsuntersuchungen setzen voraus, daß die exogenen Variablen einigermaßen variieren. Zeitreihen über Luftverschmutzung sind über lange Zeiträume aber oft konstant.

- Die Schätzung einer Schadensfunktion setzt die Kenntnis bisher unbekannter Synergismen voraus.
- Es besteht eine hohe Multikollinearität der exogenen Umweltvariablen mit „spezifisch städtischen Variablen“.
- Schadensfunktionen müßten für jedes Individuum und für jede Region neu berechnet werden.

Diese Einwände sollen die Probleme der bisherigen Ansätze und der darin verwendeten statistischen Modelle aufzeigen. Wie läßt sich dieses Dilemma lösen? Naheliegender ist es, Laborversuche zu fordern. Zwei Einwände sprechen dagegen. In Laborversuchen können Kurzzeit- aber keine Langzeitversuche durchgeführt werden, wie sie aber gerade für die Abschätzung langfristiger Wirkungen notwendig sind. Zweitens lassen sich Laborversuche wegen der zwangsläufig damit verbundenen Schäden nicht mit Menschen durchführen. Eine Lösung des Problems könnte eine vergleichende nach Regionen und Schichten disaggregierte Kohortenanalyse sein. Aus ihr ließen sich dann zum Beispiel nach Umweltbelastungen unterschiedene Sterbewahrscheinlichkeiten für Menschen oder Abnutzungswahrscheinlichkeiten für Maschinen ableiten¹⁾. Eine solche Analyse wäre sicher sehr aufwendig und kostspielig, gleichzeitig aber auch das für das Untersuchungsziel adäquate Verfahren.

1) In ähnliche Richtung zielen die in zwei Beiträgen gemachten Vorschläge von Jerzy Neyman. Siehe hierzu: Jerzy Neyman, Assessing the Chain: Energy Crisis, Pollution and Health, in: Int. Stat. Rev. Vol.43, 1975, S.253-267; Jerzy Neyman, Skeletal Plan Of A Comprehensive Statistical Health-Pollution Study, in: Proc. Sixth Berkeley Symp. on Math. Stat. and Prob. (L.Le Cam; J. Neyman; E. L. Scott eds.) University of California Press, Vol. 6 (1972). Held at the Statistical Laboratory, University of California Berkeley, July 1971.

(b) Verfahren zur Bewertung von Umweltschäden

Umweltschäden treten in der Biosphäre, der menschlichen Gesundheit und bei Sachgütern auf. Ansatzpunkte monetärer Bewertungsverfahren können insbesondere materielle Umweltschäden (z. B. Einkommens- und Vermögensverluste und erhöhte laufende Aufwendungen infolge von Umweltverschmutzung), Gesundheitsschäden (z. B. Folgekosten einer durch Umweltverschmutzung verursachten Krankheit) und immaterielle Schäden (z. B. Lärmbelästigung, Zerstörung von Erholungsgebieten) sein. Mit ihrer Hilfe läßt sich schließlich die physische Schadensfunktion in eine monetäre Schadensfunktion umformen.

Vor der Anwendung von Bewertungsverfahren muß zunächst der zeitliche Bezugspunkt oder die Bezugsperiode abgegrenzt werden. Dabei sind zwei Möglichkeiten denkbar:

- Es soll der monetäre Umweltschaden zum gegenwärtigen Zeitpunkt infolge von Umweltverschmutzung aller Vorperioden erfaßt werden. Sollen Umweltschäden in die VGR eingehen, wäre diese Art von Umweltkosten von Interesse.
- Es sollen die infolge einer Umweltverschmutzung zum gegenwärtigen Zeitpunkt auftretenden Umweltkosten in den Folgeperioden erfaßt werden. Diese Art von Kosten müßte für Kosten-Nutzen-Analysen oder für die Festsetzung von Emissionssteuern ermittelt werden.

Insbesondere bei der zweiten Kostenart treten einige kaum zu bewältigende Probleme auf:

- Langzeitwirkungen vieler Immissionen sind unbekannt.
- Präferenzen zukünftiger Generationen sind unbekannt.
- Das im Augenblick unbekannte technologische Wissen zukünftiger Generationen hat einen unmittelbaren Einfluß auf die Höhe der Umweltkosten (z. E. Substitution von abgebauten und nicht wiedergewinnbaren Rohstoffen, Fortschritte in der Medizin bei der Behandlung umweltbedingter Gesundheitsschäden).

- Die Kosten hängen von den Umweltbedingungen, unter denen zukünftige Generationen leben, ab (z. B. Migration in Außenbezirke, um der Luftverschmutzung zu entgehen).
- Das Risiko des Eintritts von Katastrophen wird nicht berücksichtigt. Gerade das mögliche Eintreten von Katastrophen beherrscht heutzutage die Diskussion um Atomkraftwerke.
- Irreversible Schäden lassen sich nicht berücksichtigen.

Zusammenfassend sind also Umweltkosten der zweiten Art abhängig von individuellen, zeitlichen und regionalen Gegebenheiten. Da sie zudem auch die Einkommensverteilung unberücksichtigt lassen, erscheint eine Orientierung der Umweltpolitik an einer solchen Art von Kosten sehr fragwürdig.

Im weiteren soll daher nur auf die Probleme des ersten Ansatzes eingegangen werden.

Die Kosten lassen sich direkt über die entstandenen Kosten oder indirekt über Schattenpreise bewerten. Bei der direkten Bewertung ergeben sich wiederum, je nachdem mit welcher Strategie der Geschädigte auf den Schaden reagiert, drei Gruppen:

- Beseitigungskosten (Arztkosten, Reparaturkosten)
- Ausweichkosten (Umzug in eine andere Region, Einbau schallisierender Fenster)
- Schadenskosten (geringer Ernteertrag, Erzielung einer geringeren Wohnungsmiete)

Die Kosten für Beseitigungs- und Ausweichkosten lassen sich, abgesehen von irreparablen Schäden, noch relativ leicht erfassen. Für die Schadenskosten gilt das nicht mehr. Ihre Höhe ergibt sich aus der Differenz zwischen Normal- und Istwert. Der Normalwert ist eine sehr vage Größe, die sich nur unter Zuhilfenahme von schwer begründbaren Annahmen bestimmen läßt. Bei dem Istwert wiederum ergibt sich die Frage der Zurechenbarkeit. Für einen großen

Teil der Schadenskosten (z. B. Lärm) existieren aber überhaupt keine Marktpreise. Mithin läßt sich hier eine Bewertung nur mit Schattenpreisen vornehmen. Das führt zur Frage der indirekten Bestimmung der Umweltkosten. Sie läßt sich durch Ermittlung der impliziten und expliziten Wertvorstellungen der Individuen ermitteln. Das geschieht durch die Interviewmethode¹⁾ oder durch Verfahren, bei denen von analogem Aufwand (Reisekostenmethode)²⁾ auf die Nachfragebeziehung geschlossen wird.

Zahlreiche Beiträge³⁾ in der Literatur beschäftigen sich mit Problemen der Erfassung und Bewertung von durch Luftverschmutzung⁴⁾, Wasserverschmutzung⁵⁾ und Lärmbelästigung⁶⁾ verursachten indirekten Umweltkosten sowie mit Fragen der Quantifizierung der auf Umweltverschmutzung beruhenden gesundheitlichen⁷⁾, materiellen⁸⁾ und immateriellen⁹⁾ Schäden.

-
- 1) Eine Darstellung und Diskussion der Interviewmethode findet sich bei: David W. Fischer, On the problems of measuring environmental benefits and costs, in: Social Science Information, April 1974, XIII-2, S. 98 f.; Bernhard Cazis, Environmental Quality Indicators And Social Indicators, in: Problems of Environmental Economics, OECD, Paris 1972, S. 89 f.; Jan Jarre, a.a.O., S. 50 ff.; Karl Göran Mäler und Ronald E. Wyzger, Economic Measurement of Environmental Damage OECD, Paris 1976, S. 74 ff.
 - 2) Über die Reisekostenmethode informieren: F. Bouma, Some Models for Determining the Value of Recreation Areas, in: P. Nijkamp (ed.) Environmental Economics, Vol. 2, Leiden 1976, S. 131 ff.; Nils Bruzelius, The Value of Travel Time, Croom Helm, London 1979; Marion Clawson, Methods of Measuring the Demand for and Value of Outdoor Recreation, Resources For The Future, Washington, Fourth Printing 1972.
 - 3) Einen ersten Überblick vermitteln: R. E. Wyzga, A Survey of Environmental Damage Functions, in: Environmental Damage Costs, OECD, Paris 1974, S. 51 ff.; K. William Kapp, Soziale Kosten der Marktwirtschaft, Frankfurt 1979.
 - 4) Vgl. Wilfried Bach, Luftverunreinigung - Schäden, Kosten, Maßnahmen, in: Geographische Rundschau, 20. Jahrgang, 4/68, S. 134 ff.; H. T. Heintz; Jr. A. Hershaft, National Benefits of Controlling Air Pollution, EPA, May 1975, Appendix A., S. 1 ff.; Ingo Heinz, Volkswirtschaftliche Kosten durch Luftverunreinigungen, Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, INFU Werkstattreihe Heft 4, Institut für Umweltschutz der Universität Dortmund, Dortmund 1980; Georg Hutar, Einige Bemerkungen über Sozialkosten, in: Zeitschrift für Ganzheitsforschung, Neue Folge = 17. Jahrgang, Wien I 1973, S. 24 ff.; P. M. S. Jones, Cost Analysis in the Field of Air Pollution, in: Atmospheric Environment, Vol. 7, 1973, S. 1191 ff.; Seymour Schwartz, Probabilistic Models for Calculating Air Pollution Damage, in: J. Environmental Sys., Vol. 1, 1971, S. 111 ff.

- 5) Vgl. Cost Benefit Analysis of Water Pollution Policy, Edited by Henry M. Peskin and Eugene P. Seskin, Urban Institute, Washington D. C. 1975; Allan V. Kneese and Blair T. Bower, Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions, John Hopkins Press, Baltimore 1968.
- 6) Vgl. A. N. J. Flowerdew, The Cost of Airport Noise, in: The Statistician, Vol. 21, No. 1, S. 31 ff.; J. B. Opsdoorn, Damage by Environmental Pollution the Case of Noise Annoyance, in: P. Nijkamp (ed.) Environmental Economics, Vol. 2, Leiden 1976, S. 113 ff.; M. E. Paul, Can Aircraft Noise Nuisance Be Measured in Money?, in: Oxford Economic Papers, New Series, Vol. 23, 3/71, S. 297 ff.; A. A. Walters, Noise and Prices, Oxford University Press, 1975.
- 7) Vgl. Brian J. L. Berry; Frank E. Horton, environmental pollution and human health, in: urban environmental management, chapter 11, Prentice-Hall, Inc. 1974; Dennis M. Driscoll, Base Lines for Measuring Adverse Effects of Air Pollution: Some Evidence for Weather Effects on Mortality, in: Environmental Research, 4/71, S. 233 ff.; Benjamin G. Ferris Jr., Test to Assess Effects of Low Levels of Pollutants on Human Health, in: Archives of Environmental Health, Vol. 21, Oct. 1970, S. 553 ff.; Marvin Glasser; Leonhard Greeburg, Air Pollution Mortality and Weather, in: Archives of Environmental Health, Vol. 22, März 1971, S. 334 ff.; John R. Goldsmith, Statistical Problems And Strategies in Environmental Epidemiology, in: Proceedings of The Sixth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability, Vol. VI, Effects of Pollution on Health, University of California Press, Berkeley and Los Angeles 1971; Inge F. Goldstein and Gloria Bock, Asthma and Air Pollution in Two Inner City Areas in New York, in: Journal Air Pollution Control Association, 1974, Vol. 24, S. 665 ff.; John H. Jacksch; Herbert H. Stoevener, Outpatient Medical Costs Related to Air Pollution, in the Portland, Oregon Area, Socioeconomic Environmental Studies, US Environmental Protection Agency, Washington 1974; Rajindar K. Koshal And Manjulika Koshal, Externalities Of Air Pollution: Estimates For Heart Diseases, in: Social Indicators Research, 8 (1980), S. 65 - 79; Lester B. Lave; Eugene P. Seskin, Air Pollution and Human Health, The John Hopkins University Press 1977; Lester B. Lave, Air Pollution Damage: Some Difficulties in Estimating the Value of Abatement, in: Environmental Quality Analysis, Hrsg. Allen V. Kneese and Blair T. Bower, John-Hopkins University Press; Lester B. Lave and Eugene P. Seskin, Health and Air Pollution, in: Swed. Journal of Economics 1971, Vol. 73, S. 76 ff.; Dieselben, Air Pollution and Human Health, in: Science, August 1970, Vol. 169, S. 723 ff.; Dieselben, An Analysis of the Association Between U. S. Mortality and Air Pollution, in: JASA, June 1973, Vol. 68, S. 284 ff.; Ernst Albrecht Marburger, Zur direkten Bewertung volkswirtschaftlicher Zusatzkosten in Form gesundheitlicher Schäden durch Abgasimmissionen des Straßenverkehrs, in: Zeitschrift für Verkehrswissenschaft, 4/77, S. 295 ff.; V. Kerry Smith, Mortality - Air Pollution Relationship: A Comment, in: JASA, June 1975, Vol. 70, S. 341 ff.; Derselbe, The measurement of mortality - air pollution relationship, in: Environment and Planning A, 1976, Vol. 8, S. 149 ff.; Derselbe, The Economic Consequences of Air Pollution, Ballinger Publishing Company, 1976.

- 8) Vgl. Robert J. Anderson Jr. and Thomas Crocker, Air Pollution and the Residential Property Values, in: Urban Studies, Vol. 8, Number 3, Oct. 1971, S. 171 ff.; Dieselben, Air Pollution and Property Values: A Reply, in: Review of Economics and Statistics, Vol. LIV, 1972, S. 471 ff.; Thomas D. Crocker, Urban Air Pollution Damage Functions, a.a.O.; A. Myrick Freeman III, Air Pollution and Property Values: A Further Comment, in: Review of Economics and Statistics, Vol. LVI, 4/74, S. 554 ff.; Robert E. Kohn, Price Elasticities of Demand and Air Pollution Control, in: Review of Economics and Statistics, Vol. LIV, 1972, S. 392 ff.; Ernst Albrecht Marburger, Zur Frage der Beeinflussung von Haus- und Grundstückspreisen durch straßenverkehrsabhängige Lärm- und Abgasimmissionen, in: Zeitschrift für Verkehrswissenschaft, 44. Jahrgang, S. 19 ff.; Hugh O. Nourse, The Effect of Air Pollution on House Values, in: Land Economics, Vol. XLIII, 2/67, S. 181 ff. A. Mitchel Polinsky and Steven Shavell, The Air Pollution and Property Value Debate, in: Review of Economics and Statistics, Vol. LVII, 1/75.; David Ramsey, A Note on Air Pollution, Property Values and Fiscal Variables, in: Land Economics, Vol. 52, 2/76, S. 230 ff.; Ronald G. Ridker Economic Cost of Air Pollution, Studies in Measurement, Frederick A. Praeger Publishers, New York 1967, S. 115 ff.; Ronald G. Ridker and John A. Henning, The Determinants of Residential Property Values With Special Reference To Air Pollution, in: Review of Economics and Statistics, 1967, S. 246 ff.; V. Kerry Smith, The Economic Consequences of Air Pollution a.a.O.; Derselbe und Timothy A. Deyak, Measuring the Impact of Air Pollution on Property Values, in: Journal of Regional Science, Vol. 15, 3/75, S. 277 ff.; Kenneth F. Wienand, Air Pollution and Property Values: A Study of the St. Louis Area, in: Journal of Regional Science, Vol. 13, No. 1, 1973, S. 91 ff.; R. K. Wilkinson, House Prices and the Measurement of Externalities, in: The Economic Journal, Vol. 83, No. 329, 1973, S. 72 ff.
- 9) Vgl. Oscar R. Burt, Durward Drewer, Estimation Of Net Social Benefits From Outdoor Recreation, in: Econometrica, Vol. 39, 5/71, S. 813 ff.; Charles J. Cicchetti; V. Kerry Smith, The Cost of Congestion, Ballinger Publishing Company, 1976; Dieselben, The Measurement of Individual Congestion Costs: An Economic Application to Wilderness Recreation, in: Theory and Measurement of Economic Externalities, Edited by Steven A. Lin, Academic Press, New York 1976, S. 183 ff.; K. E. McConell, Estimating Net Benefits of Recreation Under Conditions of Excess Demand, in: Journal of Environmental Economics and Management, 2/76, S. 224 - 230.

2.3 Komponentenzerlegung und Prognose von Indikatoren

2.3.1 Ansätze zur Komponentenzerlegung und Prognose

Für den Einsatz umweltpolitischer Instrumente ist es sehr bedeutsam zu wissen,

- inwieweit Veränderungen der Umwelt auf einzelne Komponenten wie Trend, Saison und Zufall zurückzuführen sind,
- welchen Veränderungstendenzen die Umweltindikatoren in Zukunft unterliegen.

Liegen Umweltindikatoren in Form von Zeitreihen¹⁾ $\{x_t | t=1,2,\dots,n\}$ vor, so stellt sich die Frage, ob sich das vornehmlich für die Analyse und Prognose ökonomischer Zeitreihen entwickelte Instrumentarium der Zeitreihenanalyse ebenso für die Analyse und Prognose von Umweltindikatoren eignet. Dies um so mehr, da der Zeitreihenanalyse im Rahmen umweltstatistischer Fragestellungen kaum Beachtung geschenkt wurde. Durchgeführte Analysen²⁾ beschränken sich allenfalls auf die Bestimmung linearer Regressionsgleichungen, ohne die Berechtigung dieses Ansatzes auch nur zu überprüfen. Aber auch für Prognose wurde die Zeitreihenanalyse kaum angewandt. Das erstaunt indes nicht, da die Wahl einer Prognosemethode von der Länge des Prognosezeitraumes abhängt. Hier lag bisher der eindeutige Schwerpunkt auf mittel- und langfristigen Prognosen von Umweltindikatoren. Es verwundert daher nicht, daß methodisch die Input-Output-Analyse³⁾, ökonometrische Modelle⁴⁾ sowie systemtheore-

1) Unter einer Zeitreihe wird im folgenden eine Folge zeitlich geordneter Beobachtungswerte x_t verstanden.

2) Vgl. z. B. Umweltbundesamt, Messungen von Luftverunreinigungen, Quartal III und IV 76, Materialien 2/77, Berlin 1977, S. 148 ff.

3) Vgl. H. W. Herzog, Jr., An Environmental Assessment of Future production - Related Technological Change: 1970-2000 (An Input-Output Approach), in: Technological Forecasting and Social Change 5, 1973, S. 75 ff.; Robert U. Ayres and Ivars Gutmanis, Technological Change, Pollution and Treatment Cost Coefficients in Input-Output-Analysis, in: Population, Resources, and The Environment, Vol. 3, Hrsg. U. S. Commission on Population Growth and the American Future. Population, Resources, and the Environment, Ronald G. Ridker, Editor, Washington D. C.: Government Printing, Office, 1972, S. 313 ff.

4) Vgl. Michael K. Evans, A Forecasting Model Applied to Pollution Control Costs, in: The American Economic Review, Vol. 63, 1973, S. 244 ff.

tische Ansätze¹⁾ bevorzugt wurden. Vernachlässigt wurden dagegen kurzfristige Prognosen. Sie sind um so wichtiger, da dominierend für die zeitliche Entwicklung von Umweltindikatoren vielfach nicht Trend-, sondern Saison- und Störeinflüsse sind. Überschreiten solche Störeinflüsse auch nur kurzfristig bestimmte Schwellenwerte, so sind häufig insbesondere gesundheitliche Schäden die zwangsläufige Folge. Vermeidbar sind sie, wenn auf Grund vorliegender Prognosen rechtzeitig Gegenmaßnahmen ergriffen werden können.

Zur Analyse und Prognose von ökonomischen Zeitreihen wurden zahlreiche Verfahren entwickelt. Gemeinsam ist ihnen allen, daß sich der einzelne Zeitreihenwert x_t additiv oder multiplikativ aus den Komponenten Trend, Zyklus²⁾, Saison³⁾ und Zufall zusammensetzt. Das allgemeine Modell hat also die Form

$$(1) \quad x_t = g_t + s_t + u_t$$

bzw.

$$(2) \quad x_t = g_t \cdot s_t \cdot u_t$$

Die einzelnen Verfahren unterscheiden sich allerdings hinsichtlich

- ihrer Annahmen über die Spezifikation der einzelnen Komponenten
- der Reihenfolge der Schätzung der Komponenten (sukzessiv oder simultan).

1) Siehe H. Apel, W. Fassing, W. Meißner, M. Tschirwitz, Ökonomische Aspekte des Umweltproblems, Eine Simulationsstudie für das Land Hessen, Frankfurt 1978; Peter W. Hause; R. Williams, The Carrying Capacity of a Nation, Lexington Books, 1971; Jürgen Kumm, Wirtschaftswachstum Umweltschutz Lebensqualität, Eine systemanalytische Umweltstudie für die Bundesrepublik Deutschland bis zum Jahre 2000, Stuttgart 1975.

2) Bei kurzfristigen Analysen werden Trend und Zyklus zur glatten Komponente zusammengefaßt.

3) Aus der glatten Komponente und der Saisonkomponente wird die systematische Komponente gebildet.

Für die Spezifikation der Komponenten Trend, Saison und Zufall wiederum lassen sich die folgenden Ansätze¹⁾ aufzählen:

- Der Trend bzw. die glatte Komponente wird mit Hilfe einer oder mehrerer der folgenden Funktionen dargestellt:

- Polynom:
$$f(t) = c_0 + c_1 t + c_2 t^2 + \dots + c_n t^n$$

- Exponentialfunktion:
$$f(t) = A e^{at}$$

- Logarithmische Parabel:
$$\ln f(t) = a + bt + bt^2$$

- Gompertz-Kurve:
$$\ln f(t) = a + b e^{at}$$

- Logistische Kurve:
$$f(t) = \frac{K}{1 + b e^{-ct}}$$

Diese Ansätze werden der Struktur vieler Zeitreihen nicht gerecht. Weil flexibler, wurde in letzter Zeit zur Anpassung und Prognose der glatten Komponente die Anwendung linear-rekursiver Funktionen vorgeschlagen²⁾.

- Für die Saison wird entweder eine variable³⁾ sich im Zeitablauf verändernde oder eine starre, d. h. konstantbleibende, Saisonfigur unterstellt, die über trigonometrische Funktionen oder über Sprungvariablen dargestellt wird.

- In bezug auf die Zufallskomponente u_t lassen sich zwei Ansätze unterscheiden. Unterstellt der eine, daß die zufällige Komponente aus einer Folge unkorrelierter Zufallsvariablen besteht,

1) Einen guten Überblick vermittelt Erhard Ulrich; Klaus Köstner, Prognosefunktionen, Beiträge zur Arbeitsmarkt- und Berufsforschung, Heft 27, Institut für Arbeitsmarkt- und Berufsforschung der Bundesanstalt für Arbeit, Nürnberg 1979.

2) Vgl. Wolfgang Förster, Prognose von Zeitreihen mittels linear-rekursiver Funktionen, in: Proceedings in Operations Research 9, Hrsg. J. Schwarze u. a., Würzburg 1980, S. 285 ff.; Derselbe, Prognosefilter und Vorhersagegenauigkeit bei Zeitreihenmodellen mit linear-rekursiven Funktionen, in: Angewandte Prognoseverfahren, Hrsg. J. Schwarze, Herne/Berlin 1980, S. 189 - 229.

3) Dieser Ansatz ist noch nicht sehr verbreitet. Anwendung findet er bei Box-Jenkins, die die Saisonkomponente über Differenzenfilter darstellen.

so erhebt der andere diese strenge Forderung nicht, sondern erlaubt Autokorrelationen zwischen den Zufallsvariablen und betrachtet die Zufallskomponente als einen stationären stochastischen Prozeß, dessen Struktur bei der Analyse und der Prognose mit berücksichtigt wird.

Beiden gemeinsam hingegen ist die Annahme, daß der Erwartungswert der Störgröße gleich 0 ist. Die Störgröße wird also in beiden Ansätzen mit Wahrscheinlichkeitstheoretischen Modellen erklärt. Sofern Störeinflüsse sich durch solche Modelle aber nicht mehr hinreichend erklären lassen, weil sie eigenständigen von dem ursprünglichen Modell abweichenden Entwicklungen unterliegen (z. B. Wetter), ist es notwendig, das ursprüngliche Modell um eine irreguläre Komponente zur Berücksichtigung dieser Ausreißer zu erweitern¹⁾.

Im weiteren sollen zwei Verfahren - nämlich die Box-Jenkins Technik und die Methode der linear-rekursiven Funktionen - dargestellt und auf ihre Anwendungsmöglichkeiten für Umweltindikatoren exemplarisch überprüft werden. Diese beiden Verfahren wurden ausgewählt, weil sie sich in ihrem Ansatz hinsichtlich der Spezifikation der einzelnen Komponenten völlig unterscheiden, gleichzeitig aber besonders geeignet zur Analyse und Prognose von Umweltindikatoren scheinen. Aus diesem Grund ist sicher auch ein sich anschließender empirischer Vergleich beider Verfahren von Interesse.

Für beide Modelle spricht, daß der Prozeß aus seiner „Eigenentwicklung“ heraus erklärt wird, und aufwendige theoretische Modelle, die die verschiedensten Einflußfaktoren berücksichtigen, nicht erstellt werden müssen. Die ARIMA-Modelle besitzen zudem den Vorteil, daß sie eine zeitliche Unabhängigkeit der Störgröße nicht unterstellen, sondern gerade versuchen, diese für Umweltindikatoren so bedeutende Komponente durch ein geeignetes Modell zu erfassen. Dagegen zeichnet sich die Methode der linear-rekursiven Funktionen durch ihre Flexibilität bei der Bestimmung der systematischen Komponente und durch ihre Stabilität im Prognosebereich aus.

¹⁾ Als eine solche Erweiterung läßt sich die an anderer Stelle dargestellte Interventionsanalyse interpretieren, da die dort benutzten Step- und Impulsfunktionen zur Erfassung solcher allerdings sachlich begründeten Ausreißer oder Strukturbrüche dienen.

2.3.2 ARIMA-Modelle

2.3.2.1 Struktur von ARIMA-Modellen

Mit der Konstruktion von ARIMA-Modellen beschäftigen sich vor allem Box-Jenkins¹⁾. Sie schlagen die drei folgenden iterativen Phasen der Modellentwicklung vor:

- Identifikation
- Schätzung
- Verifikation,

an die sich die Prognoseerstellung anschließt.

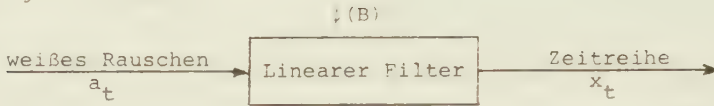
Gegeben sei eine Zeitreihe $\{x_t | t \in T\}$ mit T als Beobachtungszeitraum, die als Realisierung eines stochastischen Prozesses aufgefaßt wird. Ziel ist es, diese Zeitreihe durch ein ARIMA-Modell zu beschreiben. Die beobachtete Folge der Werte $\{x_t\}$ wird als das Ergebnis eines linearen Filters²⁾ angesehen, der eine Serie unabhängiger Schocks $\{a_t\}$ entsprechend umwandelt. Die Folge $\{a_t\}$, auch weißes Rauschen genannt, ist schwach stationär und besitzt daher die folgenden Eigenschaften:

- Die $\{a_t\}$ sind Zufallsvariablen einer festen Verteilung. (Üblicherweise wird eine Normalverteilung unterstellt.)
- Die Erwartungswerte für alle $t \in T$ sind konstant.
 $E[a(t)] = \mu(t) = \mu = \text{konstant}$ (es wird $\mu=0$ unterstellt).
- Die Varianzen für alle $t \in T$ sind konstant. $\text{Var}[a(t)] = \delta(t)^2 = \text{konst.}$
- Die Kovarianz zweier Zufallsvariablen ist eine Funktion der Zeitdifferenz. $\text{Cov}[a(t), a(s)] = \gamma(t, s) = \gamma(\tau); \tau = t - s.$

1) Vgl. George E. P. Box; Gwilym M. Jenkins, Time Series Analysis: Forecasting and Control, Revised Edition, Holden-Day, 1976.

2) Vgl. ebenda, S. 8 ff.

Es wird zwischen den Folgen $\{a_t\}$ und $\{x_t\}$ also die folgende Beziehung unterstellt



wobei gilt

$$x_t = \delta + a_t + \psi_1 a_{t-1} + \psi_2 a_{t-2} + \dots$$

$$= \delta + \psi B a(t) \quad ; \quad B^j x_t = x_{t-j}$$

$$\psi(B) = 1 + \psi_1 B + \psi_2 B^2 + \dots$$

ist die Transferfunktion des linearen Filters.

- δ ist eine Konstante, die in Beziehung zu dem Mittelwert μ des stochastischen Prozesses steht¹⁾.

$$\mu = \frac{\delta}{1 - \phi_1 - \phi_2 - \dots - \phi_p}$$

Sei nun $\hat{x}_t = x_t - \mu$,

dann besitzt das allgemeine ARMA(p,q)-Modell (Autoregressives-Moving-Average-Modell) die folgende Form.

$$\begin{aligned} \hat{x}_t &= \psi(B) a_t = \theta(B) \phi^{-1}(B) \cdot a_t \\ &= \phi_1 \hat{x}_{t-1} + \dots + \phi_p \hat{x}_{t-p} + a_t - \theta_1 a_{t-1} - \dots - \theta_q a_{t-q} \end{aligned}$$

wobei

$$\phi(B) = 1 - \phi_1 B - \phi_2 B^2 - \dots - \phi_p B^p$$

der autoregressive Operator der Ordnung p und

$$\theta(B) = 1 - \theta_1 B - \theta_2 B^2 - \dots - \theta_q B^q$$

der Moving-Average Operator der Ordnung q sind.

Gilt speziell $q = 0$ bzw. $p = 0$, so ergeben sich als Spezialfälle die autoregressiven Modelle AR(p)

$$\phi(B) \hat{x}_t = a_t$$

¹⁾ Vgl. R. S. Pindyck & D. L. Rubinfeld, *Econometric Models And Economic Forecasts*, McGraw-Hill, 1976, S. 458.

und die moving-average Modelle MA(q)

$$\tilde{x}_t = \theta(B)a_t.$$

Ein ARMA(p,q)-Modell läßt sich identifizieren, wenn es invertierbar (Notwendige und hinreichende Bedingung ist, daß die Wurzeln der charakteristischen Gleichung $\theta(B)=0$ außerhalb des Einheitskreises liegen¹⁾.) und stationär²⁾ ist. (Notwendige und hinreichende Bedingung erfordert, daß die Wurzeln der charakteristischen Gleichung $\phi(B)=0$ alle außerhalb des Einheitskreises liegen.) Viele in der Realität anzutreffende Zeitreihen erfüllen die Forderung der Stationarität nicht. Dieser Mangel läßt sich durch geeignete Transformationen³⁾ der Ursprungsreihe beheben. Der Differenzenoperator⁴⁾ $\nabla^d = (1-B)^d$ stellt eine spezielle, häufig anwendbare Form der Transformation dar, dessen Anwendung sinnvoll ist, wenn die Wurzeln der charakteristischen Gleichung des autoregressiven Operators alle außerhalb und auf dem Einheitskreis liegen, sowie die Wurzeln der charakteristischen Gleichung des moving-average Operators alle außerhalb liegen.

Bei Erfüllung dieser Bedingungen wird von homogener Nichtstationarität⁵⁾ gesprochen. Das neue verallgemeinerte Modell besitzt dann die Form

$$\pi(B)\tilde{x}_t = \phi(B)(1-B)^d\tilde{x}_t = \phi(B)\nabla^d\tilde{x}_t = \phi(B)w_t = \theta(B)a_t$$

mit

$$(1-B)\tilde{x}_t = \nabla\tilde{x}_t = \tilde{x}_t - \tilde{x}_{t-1}$$

1) Vgl. ebenda, S. 477 f.

2) Der Begriff stationär wird hier im Sinne von schwach stationär benutzt.

3) Eine Darstellung der verschiedenen Techniken findet sich bei: Walter Mohr, Univariate Autoregressive Moving-Average Prozesse, Würzburg 1976, S. 136 ff.

4) Vgl. ebenda, S. 86 f.

5) Vgl. R. S. Pindyck, S. 477.

und wird ARIMA(p,d,q)-Modell (autoregressives integriertes moving-average Modell) genannt. Neben dem autoregressiven und dem moving-average Filter enthält dieses Modell noch einen Summationsfilter. Es gilt

$$w_t = \Delta^d x_t + x_t = S^d w_t$$

mit S als Summationsoperator, der wie folgt definiert ist

$$S w_t = \sum_{j=-\infty}^0 w_j + \sum_{j=1}^t w_j = x_t = x_0 + w_1 + w_2 + \dots + w_t.$$

Als ein Spezialfall der ARIMA-Modelle muß die Klasse der SARIMA-Modelle betrachtet werden, deren Ziel die Berücksichtigung von in der Zeitreihe auftretenden Saisonschwankungen ist. Zweifellos lassen sich Saisoneinflüsse durch ARIMA-Modelle entsprechend hoher Ordnung berücksichtigen. Dieses Vorgehen entspricht aber nicht der „Modellbau-Philosophie“ von Box-Jenkins, die bei der Modellbildung mit einer möglichst geringen Zahl von zu schätzenden Parametern auskommen wollen. Unter der Annahme einer variablen Saisonfigur und additiver Saisoneinflüsse läßt sich dieser Ansatz verwirklichen, da dann ein Zeitreihenwert x_t zu früheren Werten x_{t-s} , x_{t-2s} , ... (mit s als Saisonlänge) in Beziehung steht. Dieser Zusammenhang wird durch einen Saisondifferenzenoperator¹⁾ $\nabla_s^D = (1-B^s)^D$ berücksichtigt.

Es besteht dann die Beziehung

$$w_t = \nabla_s^D x_t = (1-B^s)^D x_t$$

und das neue Modell lautet

$$(2.1) \quad \phi(B^s)(1-B^s)^D x_t = \theta(B^s) r_t$$

und muß die Eigenschaften der Stationarität und Invertierbarkeit besitzen, wobei

$\phi(B^s)$ der saisonale autoregressive Operator P-ter Ordnung und $\theta(B^s)$ der saisonale moving-average Operator Q-ter Ordnung sind.

1) Vgl. Georg E. P. Box; Gwilym M. Jenkins, a.a.O., S. 303 ff.

Bestehen zudem noch Beziehungen zwischen zeitlich benachbarten Zeitreihenwerten x_t und x_{t-j} , $j=1,2,\dots$, so müssen diese Zusammenhänge durch ein weiteres Modell erfaßt werden

$$(2.2) \quad \phi(B)(1-B)^d r_t = \theta(B) a_t$$

$$r_t = \frac{\theta(B) a_t}{\phi(B)(1-B)^d}.$$

Wird r_t in (2.1) eingesetzt, so ergibt sich als neues Modell

$$\phi_P(B) \phi_P(B^S)(1-B)^d (1-B^S)^D x_t = \theta_Q(B) \theta_Q(B^S) a_t.$$

Durch die Einbeziehung der Saison entstand damit ein multiplikatives ARIMA $(p,d,q) \cdot (P,D,Q)$ Modell. Gleichzeitig verringert sich deutlich die Anzahl der zu schätzenden Parameter. Sei nun weiterhin $\mu \neq 0$ und $\hat{x}_t = x_t - \mu$, so ergibt sich als neues Modell

$$\phi_P(B) \phi_P(B^S)(1-B)^d (1-B^S)^D x_t = \theta_Q(B) \theta_Q(B^S) a_t + \delta;$$

$$\delta = \mu(1 - \phi_1 - \phi_2 - \dots - \phi_p).$$

2.3.2.2 Modellbildung

Die Modellbildung erfolgt mit der von Box-Jenkins vorgeschlagenen iterativen Strategie¹⁾, die die drei Phasen

- Identifikation
- Parameterschätzung
- Verifikation

durchläuft, und an die sich nach abgeschlossener Modellbildung die Prognosephase anschließt. Ziel dieser Strategie ist es, eines oder mehrere Modelle zu finden, die einerseits den zugrunde liegenden stochastischen Prozeß mit ausreichender Genauigkeit beschreiben und andererseits mit einer geringen Anzahl zu schätzender Parameter auskommen.

1) Ebenda, S.17 ff.

Zu Beginn der Identifikationsphase steht zunächst die Überprüfung der vorliegenden Zeitreihe auf Stationarität. Dieser Teil der Identifikation stützt sich auf die Auswertung der Reihe selber und auf ihre geschätzte Autokorrelationsfolge $\{\hat{c}_k\}$. Als Schätzwerte dienen die empirischen Korrelationskoeffizienten $\{r_k\}$ mit

$$r_k = \frac{n}{n-k} \cdot \frac{\sum_{t=1}^{n-k} (x_t - \bar{x})(x_{t+k} - \bar{x})}{\sum_{t=1}^n (x_t - \bar{x})^2}.$$

Auftretende homogene Nichtstationarität (Trend und Saison) muß durch einen entsprechenden Differenzenfilter, Heteroskedastizität dagegen durch eine nichtlineare Transformation ausgeschaltet werden. Für die so erhaltene stationäre Zeitreihe wird wiederum die Autokorrelationsfolge $\{\hat{c}_k\}$ und außerdem die partielle Autokorrelationsfolge berechnet. Bei Unterstellung eines $AR(p)$ ¹⁾ Modells lassen sich die partiellen Autokorrelationskoeffizienten als die autoregressiven Parameter $\hat{\phi}_{pj}$ mit $p=1,2,\dots; j=1,2,\dots,p$ interpretieren, die sich jeweils auf die Variable mit dem höchsten Lag beziehen. Werden sukzessiv AR-Modelle der Ordnung 1 bis p berechnet, so ergeben sich hieraus die gesuchten partiellen Autokorrelationskoeffizienten. Da dieses Verfahren sehr rechenaufwendig ist, wird die Folge $\{\hat{\phi}_{pj}\}$ über die Yule-Walker Gleichungen²⁾ wie folgt berechnet.

$$\begin{pmatrix} 1 & \rho_1 & \rho_2 & \dots & \rho_{p-1} \\ \rho_1 & 1 & \rho_1 & & \rho_{p-2} \\ \vdots & & & & \vdots \\ \rho_{p-1} & \rho_{p-2} & & & 1 \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} \hat{\phi}_{11} \\ \hat{\phi}_{22} \\ \vdots \\ \hat{\phi}_{pp} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \rho_1 \\ \rho_2 \\ \vdots \\ \rho_k \end{pmatrix}$$

Bei der Bestimmung der Ordnung (p,q) des ARMA Prozesses werden die geschätzten Autokorrelationsfunktionen und partiellen Autokorrelationsfunktionen mit den entsprechenden Funktionen simulierter ARMA Prozesse verglichen. Für solche Prozesse gelten die folgenden Beziehungen³⁾.

1) Ebenda, S. 65.

2) Ebenda, S. 64.

3) Ebenda, S. 176.

- AR(p): Die Autokorrelationsfunktion konvergiert exponentiell oder in gedämpften Sinusschwingungen gegen 0. Nur die ersten p partiellen Autokorrelationen sind $\neq 0$.
- MA(q): Die partielle Autokorrelationsfunktion konvergiert exponentiell oder in gedämpften Sinusschwingungen gegen 0. Nur die ersten q Werte der Autokorrelationsfunktion sind $\neq 0$.
- ARMA(p,q): Brechen beide Funktionen nach p bzw. q Werten ab, oder konvergieren beide Funktionen exponentiell oder in gedämpften Sinusschwingungen gegen 0, so liegt ein ARMA Prozess vor.

Vielfach erlauben die empirischen Schätzergebnisse der Funktionen keine eindeutige Zuordnung. Die Brauchbarkeit des Modells zeigt sich dann erst in der Phase der Verifikation und im Vergleich mit anderen Modellen. Die Identifikationsphase wird nach einer Grobschätzung¹⁾ der Parameter abgeschlossen. Die Feinschätzung der Parameter geschieht in der Schätzphase mit Hilfe einer Maximum-Likelihood-Schätzung, deren Ziel die Minimierung der Summe der quadrierten Residuen ist. Es ist also folgendes Minimierungsproblem zu lösen.

$$S(\phi, \theta) = \sum_t a_t^2 = \sum_t \left[a_t | \phi, \theta, \vec{x} \right]^2 = \text{Min!}$$

mit $\vec{x}$ als dem Vektor der Folge $\{x_t\}$.

Die Lösung dieses Problems wird erschwert, da die zugrunde liegenden ARMA Modelle nichtlinear in ihren Parametern sind. Die Minimierung geschieht mit einem iterativen nichtlinearen Schätzverfahren²⁾. Als Startwerte werden für dieses Schätzverfahren die am Ende der Identifikationsphase berechneten Grobschätzungen benutzt.

1) Die Schätzverfahren werden diskutiert in: Walter Mohr, a.a.O., S.145 ff.

2) Meist wird der Marquardt Algorithmus angewandt. Eine Beschreibung dieses Verfahrens findet sich bei: Walter Mohr, a.a.O., S.171 ff.

Wurde das Modell richtig identifiziert und geschätzt, so muß die Folge der ex-post geschätzten Residuen $\{\hat{a}_t\}$ weißes Rauschen darstellen. Eine entsprechende Überprüfung läßt sich mit einem oder mehreren der folgenden Verfahren durchführen.

- χ^2 -Anpassungstest¹⁾

Stellt $\{\hat{a}_t\}$ weißes Rauschen dar, dann gilt für die ex-post geschätzten Autokorrelationen der Residuen $\{\hat{r}_k(a)\}$, daß sie unkorreliert und approximativ normalverteilt mit Mittelwert 0 und Varianz von $\frac{1}{T}$ (T =Anzahl der Beobachtungen) sind und

$$Q = T \cdot \sum_{k=1}^m \hat{r}_k^2(a)$$

approximativ Chi-Quadrat-verteilt²⁾ ist mit $m-p-q$ Freiheitsgraden.

- Periodiogramm-Test³⁾

Hierbei handelt es sich um einen Kolmogorow-Smirnow-Test, der insbesondere die Restgröße auf periodische Schwankungen (Saison) testet.

- Phasenhäufigkeitstest⁴⁾

Mit Hilfe eines verteilungsfreien Tests werden die Restgrößen auf Unabhängigkeit untersucht.

- Overfitting⁵⁾

Diese Technik unterscheidet sich von den anderen drei Verfahren, da sie nicht die Residuen auf Verteilungseigenschaften untersucht, sondern mehrere Modelle unterschiedlich hoher Ordnung miteinander

1) Siehe hierzu: G. E. P. Box and David A. Pierce, Distribution of Residual Autocorrelations in Autoregressive-Integrated Moving Average Time Series Models in: Journal of the American Statistical Association, Vol.65, 1970, S.1509 ff.

2) Diese Aussage gilt nicht für kleine m . Siehe hierzu, Walter Mohr, a.a.O., S.178.

3) Ebenda, S.178 f.

4) Ebenda, S.179.

5) George E. P. Box; Gwilym M. Jenkins, a.a.O., S.286 f.

vergleicht. Die Entscheidung für das eine oder andere Modell hängt dann davon ab, ob die zusätzlichen Parameter sich signifikant von 0 unterscheiden und inwieweit sich der mittlere quadratische Fehler verringert.

2.3.2.3 Prognose mit ARIMA-Modellen¹⁾

Für die gegebene Zeitreihe $\{x_t | t \in T\}$ sei eine Prognose für Zeitpunkte 1 durchzuführen. Gesucht sind erwartungstreue Vorhersagewerte $\hat{x}_T(1)$ mit minimaler Varianz des Residuums

$$E\{(x_{T+1} - \hat{x}_T(1))^2\} = E(u_T^2(1))$$

wobei

$$x_{T+1} = \psi_0 a_{T+1} + \psi_1 a_{T+1-1} + \dots + \psi_{1-1} a_{T+1} + \sum_{j=0}^{\infty} \psi_{1+j} a_{T-j}$$

$$\hat{x}_{T+1} = \sum_{j=0}^{\infty} \psi_{1+j}^* a_{T-j} \quad ; \quad \psi_{1+j}^* \text{ sind Gewichte mit minimaler Varianz}$$

des Residuums.

Damit gilt für den Vorhersagefehler $u_T(1)$

$$u_T(1) = x_{T+1} - \hat{x}_T(1) = \psi_0 a_{T+1} + \dots + \psi_{1-1} a_{T+1} + \sum_{j=0}^{\infty} (\psi_{1+j} - \psi_{1+j}^*) a_{T-j}.$$

Für $\psi_{1+j} = \psi_{1+j}^*$ wird er minimal. Unter der Modellannahme, daß die Residuen unkorreliert sind, folgt für die Varianz des Residuums

$$E(u_T^2(1)) = (\psi_0^2 + \psi_1^2 + \dots + \psi_{1-1}^2) \delta_a^2.$$

Da die zukünftigen Störgrößen $a_{T+1}, \dots, a_{T+1}$ unbekannt sind, ihr Erwartungswert jedoch gleich 0 ist, ergibt sich als optimaler Prognosewert der bedingte Erwartungswert

$$\hat{x}_T(1) = E(x_{T+1} | x_T, \dots, x_1) = \sum_{j=0}^{\infty} \psi_{1+j} \hat{a}_{T-j}^{2)}.$$

1) Vgl. zu diesem Abschnitt ebenda, S.127 ff. sowie R. S. Pindyck & D. L. Rubinfeld, a.a.O., S.498 ff.

2) Da das ARMA-Modell den Prozeß nicht exakt beschreibt, sind nur Schätzwerte $\hat{a}_{T-j}$ bekannt.

Weiterhin läßt sich aus der Definition von $\psi(B)$ die folgende Beziehung folgern

$$\psi_0 = 1 \quad \text{und damit}$$

$$u_T(1) = x_{T+1} - \hat{x}_T(1) = a_{T+1}.$$

Die Vorhersage $\hat{x}_T(1)$ geschieht nun rekursiv für jede Periode mit Hilfe des für den Stützbereich T identifizierten und geschätzten Modells.

2.3.3 Modelle auf der Basis linear-rekursiver Funktionen

2.3.3.1 Struktur von Modellen auf der Basis linear-rekursiver Funktionen¹⁾

Vorgegeben ist wiederum eine Zeitreihe $\{x_t | t \in T\}$ mit T als Beobachtungszeitraum. Ziel ist es, die Zeitreihe in die Komponenten Trend, Saison und Zufall zu zerlegen und für die systematische Komponente eine Prognose zu erstellen. Dabei wird von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Die Zeitreihe $\{x_t\}$ ist das Ergebnis eines stochastischen Prozesses $\{X_t\}$
- $E(X_t) = m_t$
- $E(U_t) = 0$
- $E(U_t, U_s) = \begin{cases} \sigma_u^2 & \text{für } s=t \\ 0 & \text{für } s \neq t \end{cases}$

Es wird folglich unterstellt, daß die zufällige Komponente aus einer Folge unkorrelierter Zufallsvariablen besteht. Für das allgemeine Zeitreihenmodell ohne Berücksichtigung der Saison wird nun die folgende Beziehung²⁾ unterstellt.

$$(2.3) \quad x_t = a_t + U_t = \sum_{i=1}^N C_i f_i(t) + U_t = f(t) + U_t.$$

1) Vgl. im folgenden, W. Förster, a.a.O., S.285 ff.; derselbe a.a.O. S. 189 ff.

2) Vgl. ebenda, S. 287.

Die glatte Komponente g_t wird also durch den Ausdruck

$$(2.4) \quad \sum_{i=1}^N C_i f_i(t)$$

erklärt. Bei diesem Term handelt es sich um die Lösung einer linear homogenen Differenzengleichung N-ter Ordnung der Art¹⁾

$$(2.5) \quad f(t) = p_1 f(t-1) + p_2 f(t-2) + \dots + p_N f(t-N)$$

bezüglich des Vektors der Anfangswerte

$$(2.6) \quad \vec{f}_a = \{f(0), f(1), \dots, f(N-1)\},$$

die sich wie folgt ergibt.

Die linear homogene Differenzengleichung mit konstanten Koeffizienten (2.5) besitzt die charakteristische Gleichung

$$(2.7) \quad z^N - p_1 z^{N-1} - \dots - p_{N-1} z - p_N = 0$$

mit N reellen oder konjugiert komplexen Wurzeln $\{z_1, z_2, \dots, z_N\}$, die auch mehrfach auftreten dürfen. Wird nun für die reellen Wurzeln

$$z_j = \beta_j$$

und für die komplexen Wurzeln

$$z_j = a_j + b_{j1} i = r_j (\cos \omega_j + i \sin \omega_j) = r_j e^{i \omega_j}$$

definiert, so ergibt sich für den Fall²⁾, daß N_1 reelle und N_2 ($N=N_1+2N_2$) konjugiert komplexe Wurzeln auftreten als Lösung obiger Differenzengleichung

$$(2.8) \quad \hat{x}_T(t) = f(t) = \sum_{j=1}^{N_1} C_j \beta_j^t + \sum_{j=1}^{N_2} r_j^t \left[A_j \cos \omega_j t + B_j \sin \omega_j t \right].$$

Hieraus folgt, daß die Lösung (2.4) eine Linearkombination von N Basisfunktionen $f_i(t)$, die entweder zur Gruppe der Exponentialfunktionen oder zur Gruppe der trigonometrischen Funktionen gehören, ist.

1) Term (2.4) wird Funktionsform und Term (2.5) Rekursionsform einer linear-rekursiven Funktion genannt.

2) Auf den Fall, daß reelle oder komplexe Wurzeln mehrfach auftreten, wird, da er für die späteren Anwendungen unwichtig ist, nicht weiter eingegangen.

Die Berücksichtigung von auftretenden Saisonschwankungen geschieht über die Unterstellung einer starren in der Folge der Jahre konstant bleibenden Saisonfigur. Für die nicht normierte Saisonkomponente S_t gilt damit

$$(2.9) \quad S_t = \sum_{j=1}^m s_j d_{j,t}^{(m)}$$

mit

$$d_{j,t}^{(m)} = \begin{cases} 1 & \text{falls } \frac{t-j}{m} \text{ ganzzahlig} \\ 0 & \text{sonst} \end{cases}$$

m = Saisonlänge (Anzahl der Dummy-Variablen).

$j = 1, 2, \dots, m$ (Periode der Saisonfigur).

Gleichung (2.9) läßt sich als Regressionsgleichung mit m Regressoren $d_{j,t}^{(m)}$ und m Regressionskoeffizienten s_j , die sich nach der Methode der kleinsten Quadrate schätzen lassen, interpretieren. Eine Normierung der Werte der Saisonkomponente S_t kann über die Beziehung (2.10) durchgeführt werden.

$$(2.10) \quad s_j = S_j - \bar{S} ; \text{ wobei } \bar{S} = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m S_j .$$

Modell (2.3) erweitert sich somit unter Einbeziehung der Saison zu

$$(2.11) \quad x_t = g_t + S_t + U_t = \sum_{i=1}^N C_i f_i(t) + \sum_{j=1}^m s_j d_{j,t}^{(m)} + U_t$$

$$= C_0 + \sum_{i=1}^N C_i f_i(t) + \sum_{j=1}^m s_j d_{j,t}^{(m)} ; C_0 = \bar{S} .$$

2.3.3.2 Modellbildung

Die Modellbildung gestaltet sich bei linear-rekursiven Funktionen deutlich einfacher als bei Box/Jenkins. Das gilt besonders für die Identifikationsphase. Vorzugeben sind hier lediglich:

- die Ordnung der linear-rekursiven Funktion
- die Saisonlänge der Zeitreihe.

Der Grad der linear-rekursiven Funktion sollte nicht zu hoch gewählt werden, da ein solches Vorgehen mit der Gefahr der Überspe-

zifikation der Zeitreihe verbunden ist. Für Zeitreihen, die keinen großen Stützbereich benötigen, erweisen sich Funktionen 2. Ordnung meist als völlig ausreichend. Als Lösung ergibt sich in diesem Fall eine der vier folgenden Gleichungen¹⁾

$$\begin{aligned} f(t) &= C_0 + r^t (A \cos \omega t + B \sin \omega t) + s_t \\ &= C_0 + D r^t \cos(\omega t + \phi) + s_t \\ f(t) &= C_0 + C_1 \beta_1^t + C_2 \beta_2^t + s_t \quad (\beta_1 \neq \beta_2, \beta_1 \neq 1, \beta_2 \neq 1) \\ f(t) &= C_0 + C_1 \beta^t + C_2 \beta^t + s_t \quad (\beta_1 = \beta_2 = \beta \neq 1) \\ f(t) &= C_0 + C_1 t + C_2 t^2 + s_t \quad (\beta_1 = \beta_2 = 1) . \end{aligned}$$

Im Rahmen der Parameterschätzung ist die Funktion (2.11) unter Vorgabe optimaler Rekursionsparameter p_τ und des Vektors der Anfangswerte $\vec{f}_A$ an die Zeitreihe $\{x_t\}$ mit dem Ziel der Minimierung der Residuen anzupassen und danach in Funktionsform darzustellen. Zu lösen ist folglich das Minimierungsproblem²⁾

$$(2.12) \quad S = \sum_{i=1}^n u_i^2 = \sum \left[x_t - f(t | p_1, \dots, p_N, \vec{f}_A) \right]^2 = \text{Min!}$$

Gelöst wird dieses Problem mit Hilfe eines iterativen Näherungsverfahrens, das durch zwei wesentliche Vorteile gekennzeichnet ist:

- Die Wahl eines bestimmten Anfangsvektors der Rekursionsparameter $\vec{p}_\tau$ übt keinen Einfluß auf die Funktionstypen der Basisfunktionen aus. Die Entscheidung, ob die Funktionsform sich aus Exponential- oder trigonometrischen Funktionen zusammensetzt, wird von dem Näherungsverfahren selber getroffen.
- Das Näherungsverfahren kann auch angewendet werden, wenn die Struktur eines Teils der Basisfunktionen vorgegeben ist, und lediglich die restlichen Basisfunktionen zu bestimmen sind. Damit läßt sich das Verfahren auch auf Zeitreihen mit starrer Saisonstruktur anwenden.

Eine - insbesondere für Prognosezwecke - wichtige Variante dieses Ansatzes stellt das Verfahren der Minimierung der Prognosevarianz dar, die wie folgt definiert ist

$$E\{\hat{x}_T(1) - E(\hat{x}_T(1))\}^2 = \sum_{l=0}^{n-1} g_l^2(\tau) \hat{\sigma}_u^2$$

1) Vgl. Wolfgang Förster, a.a.O., S. 199.

2) Vgl. Wolfgang Förster, a.a.O., S. 200.

und sich im Falle der Schätzung der Einzelwerte x_t zu¹⁾

$$\{1 + \sum_{\tau=0}^{n-1} g_1^2(\tau)\} \hat{\delta}_u^2$$

verändert.

Die $g_1(\tau)$ sind Filtergewichte zur Prognose der systematischen Komponente. Sofern (2.13) gilt, ist die Schätzung dieser Komponente erwartungstreu²⁾.

$$(2.13) \quad \sum_{\tau=0}^{n-1} g_1(\tau) f_1(\tau) = f_1(1) .$$

Taucht kein Absolutglied in der Regressionsfunktion auf, so gilt für die Summe der Filtergewichte (2.14)³⁾.

$$(2.14) \quad \sum_{\tau=0}^{n-1} g_1(\tau) = 1 .$$

Die Gefahr einer guten Anpassung im Stützbereich aber einer trotzdem schlechten Schätzung der Zeitreihenwerte für den Prognosebereich vermindert sich erfahrungsgemäß deutlich bei Schätzungen, die auf der Minimierung der Prognosevarianz beruhen.

2.3.3.3 Prognose von Zeitreihen mit Hilfe linear-rekursiver Funktionen

Die Vorhersage $\hat{x}_T(1)$ geschieht nun für jede Periode mit Hilfe der identifizierten und geschätzten Funktionsform des Modells. Also

$$\hat{x}_T(1) = \sum_{i=1}^N C_i f_i(T+1) .$$

Sofern unter Anwendung der Methode der kleinsten Quadrate bei der Minimierung der Anpassungsvarianz die Nebenbedingung (2.13) eingehalten wurde, handelt es sich bei (2.15) um eine erwartungstreue Schätzung bei vorgegebenen Basisfunktionen.

1) Es gelten die folgenden Definitionen:

- $\tau=0,1,\dots,n-1$ (Verzögerungsindex im Basiszeitraum T)
- l =Verschiebungsindex zur Kennzeichnung der Prognoseperiode.

2) Vgl. Wolfgang Förster, a.a.O., S. 208.

3) Vgl. ebenda, S. 205.

2.3.4 Komponentenzerlegung von Umweltindikatoren

Die Glättung und Zerlegung der Umweltindikatoren erfolgt im folgenden nur mit Modellen auf der Basis linear-rekursiver Funktionen, da das Box-Jenkins-Verfahren zur Erstellung von Prognosen nicht aber zur Glättung und Zerlegung von Zeitreihen geeignet ist, da Ausreißer bei Modellen niedriger Ordnung wegen der sofortigen Anpassung an die neue Datenkonstellation sofort zur Verzerrung in den nachfolgenden Perioden führen. Einen ähnlichen Effekt übt der Differenzenoperator aus, da er Störungen aus der Vorperiode voll auf die Glättungsperiode überträgt. Eine Glättung mit dem Box-Jenkins-Verfahren führt damit lediglich zu einer sachlich nicht gerechtfertigten Verschiebung der Störkomponente.

Im folgenden sollen vier Zeitreihen der Umweltindikatoren SO_2 ¹⁾, NO_2 ²⁾, Staub³⁾ und Abfall⁴⁾ geglättet und zerlegt werden. Die Auswahl fiel auf diese Reihen und Orte, da nur für ganz wenige Schadstoffe und Meßstationen lange Zeitreihen vorliegen, die Aussagen über längerfristige Entwicklungstendenzen erlauben. Bei der Untersuchung der Zeitreihe sollen folgende Fragen vorrangig untersucht werden:

- Inwieweit sind Veränderungen der Umwelt auf einzelne Komponenten - wie Trend, Saison und Zufall - zurückzuführen?
- Inwieweit unterscheiden sich Zeitreihen unterschiedlicher Schadstoffe in ihrer Struktur?
- Ist die Annahme einer starren Saisonfigur gerechtfertigt?

1) Quelle, Umweltbundesamt, Materialien 2/77, S. 119, Berlin 1977.³⁾
Bei den Meßwerten handelt es sich um Monatsmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) der Meßstation Frankfurt.

2) Quelle, ebenda, S. 115.³⁾ Bei den Meßwerten handelt es sich um Monatsmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) der Meßstation Gelsenkirchen.

3) Quelle, ebenda, S. 79.³⁾ Bei den Meßdaten handelt es sich um Monatsmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) der Meßstation Gelsenkirchen.

4) Quelle, Statistisches Jahrbuch Frankfurt am Main, Statistisches Amt und Wahlamt; Jahrgang 1969, S. 91; Jahrgang 1972, S. 190; Jahrgang 1974, S. 89; Jahrgang 1975, S. 90; Jahrgang 1977, S. 90. Die Angaben erfolgen in t.

- Werden die Zeitreihen durch Ausreißer (irreguläre Komponente) verzerrt?
- Welche Trendformen lassen sich unterscheiden?

Reihe 1 (SO₂ Frankfurt)¹⁾:

- Die Zeitreihe folgt einem linearen leicht fallenden Trend.
- Es liegt eine konstante Saison vor.
- Deutlich dominierend für zeitliche Veränderungen der Zeitreihe ist der Saisoneinfluß.
- Die Störkomponente führt einige Male zu Verschiebungen der Saisonspitze, übt ansonsten aber, gemessen an der Varianz der Zeitreihe, nur eine untergeordnete Rolle auf die Struktur der Zeitreihe aus.
- Die Zeitreihe weist über einen langen Zeitraum eine kaum veränderte Struktur auf, die von sehr starken jahreszeitlichen Einflüssen geprägt wird.

Reihe 2 (Abfall Frankfurt):

- Die Zeitreihe unterliegt einem leicht ansteigenden exponentiellen Trend.
- Saisonzyklen sind deutlich erkennbar. Erhebliche Störeinflüsse führen zu Verschiebungen der Saisonspitze und zu der Vermutung, daß die Annahme einer konstanten Saisonfigur sich nicht aufrecht erhalten läßt.
- Eine arbeitstägliche Bereinigung der Zeitreihe vor ihrer Glättung könnte eine klarere Struktur der Saisonkomponente erzeugen.

1) Die Schaubilder der Zeitreihen mit den Originalwerten, dem geschätzten Trend und den geglätteten Originalwerten (Trend + Saison) sind dem Anhang 1 zu entnehmen. Die Zeitreihen wurden mittels linear-rekursiver Funktionen unter Minimierung der Anpassungsvarianz analysiert.

- Gemessen an den absoluten Werten weist die Zeitreihe nur geringe Schwankungen um eine auf hohem Niveau liegende Konstante auf und besitzt damit gleichzeitig eine sehr günstige Prognoseeigenschaft.

Reihe 3 (Staub Gelsenkirchen):

- Die Reihe folgt im Stützbereich einem exponentiell fallenden Trend.
- Die Saisonausschläge unterliegen ebenfalls einem exponentiellen Trend.
- Die Unterstellung einer konstanten Saison über den gesamten Stützbereich läßt sich nicht vertreten, da sie am Anfang des Untersuchungszeitraums zu einer starken Unterschätzung der Saisonkomponente und zu einer Überschätzung der Störkomponente führt.
- Recht häufig sind Ausreißer zu beobachten, die eine Prognose der Zeitreihe vermutlich erschweren.

Reihe 4 (NO_2 Gelsenkirchen):

- Die Reihe der Originalwerte ist stationär.
- Um den konstanten Trend schwanken die Zeitreihenwerte nur in geringem Ausmaß.
- Die Saisonkomponente übt auf die Struktur der Reihe nur einen sehr geringen Einfluß aus.
- Schwankungen der Reihe beruhen vielmehr auf dem Einfluß der Störkomponente.
- Die größte Ähnlichkeit besteht zwischen Zeitreihenwerten und ihren jeweiligen Vorjahreswerten (Autokorrelationskoeffizient = - 0,44, partieller Autokorrelationskoeffizient = - 0,46; sämtliche Koeffizienten mit anderen Time-Lags unterscheiden sich nicht signifikant von 0).
- Die Annahme einer konstanten Saisonfigur läßt sich nicht aufrechterhalten.

Insgesamt weisen die untersuchten Reihen völlig unterschiedliche Strukturen auf. Die vorwiegend für ökonomische Anwendungen entwickelte Zeitreihenanalyse läßt sich auf alle Reihen aber erfolgreich anwenden und erlaubt wichtige Aussagen über den Einfluß von Trend, Saison und Zufall auf die Umweltindikatoren. Analyseverbesserungen lassen sich vermutlich durch die Anwendung arbeits-täglicher Bereinigungsverfahren und von Modellen, die weniger restriktive Annahmen über die Saisonstruktur unterstellen, erzielen. Weitere interessante Anwendungsmöglichkeiten der Zeitreihenanalyse auf diesem Gebiet sind:

- Die Untersuchung von Lead-Lag-Strukturen bei Umweltindikatoren.
- Die Analyse von Zusammenhängen zwischen Zeitreihen von ökonomischen Indikatoren und Umweltindikatoren.
- Anwendung von Modellen zur Erfassung irregulärer Einflüsse.

2.3.5 Prognose von Umweltindikatoren

Empirische Basis der Prognose sind die bereits zur Glättung benutzten Zeitreihen mit dem Unterschied, daß der Stützbereich um ein Jahr verkürzt wurde, um einen Vergleich zwischen geschätztem und realisiertem Prognosewert zu ermöglichen. Im Vordergrund der Analyse sollen die folgenden Fragen stehen:

- Lassen sich Umweltindikatoren mittels linear-rekursiver Funktionen und des Box-Jenkins-Verfahrens erfolgreich prognostizieren?
- Wie genau sind die erstellten Prognosen?
- Inwiefern unterscheiden sich die beiden benutzten Verfahren in ihren Prognoseeigenschaften?
- Treten bei den Anwendungen besondere Probleme auf?
- Worin liegen die Ursachen von Fehlprognosen?

Zur Beurteilung der Prognosegüte für die Prognoseperiode L sollen die folgenden Kennzahlen Verwendung finden:

- der mittlere quadratische Fehler (MSE)

$$MSE = \frac{1}{L} \sum_{l=1}^L (\hat{x}_T(l) - x_{T+1})^2$$

- der mittlere relative Prognosefehler

$$MRE = 100 \cdot \frac{1}{L} \cdot \sum_{l=1}^L \frac{|\hat{x}_T(l) - x_{T+1}|}{\bar{x}_{T,L}} ; \bar{x}_{T,L} = \frac{1}{L} \sum_{l=1}^L x_{T+1}$$

- 5 % Bandtreffer

Dieses Gütemaß sei wie folgt definiert:

$$x_{T+1} - 0,05\bar{x}_{T,L} \leq x_t(l) \leq x_{T+1} + 0,05\bar{x}_{T,L}$$

- Summe der Abweichungen (SA)

$$SA = \sum_{l=1}^L (\hat{x}_T(l) - x_{t+1})$$

Die Ergebnisse der durchgeführten Modellrechnungen sind dem Anhang 2 zu entnehmen¹⁾. Ihre Interpretationen sollen im folgenden kurz zusammengefaßt werden:

Reihe 1 (SO₂ Frankfurt):

Losgelöst von der Originalstruktur der Zeitreihe erscheinen die Prognoseergebnisse als unbefriedigend. Wird hingegen die große Streuung innerhalb der Originalreihe berücksichtigt²⁾ und, daß

1) Die Prognosen mittels linear-rekursiver Funktionen wurden alle unter Minimierung der Prognosevarianz durchgeführt.

2) Die Originalwerte unterscheiden sich innerhalb eines Jahres um bis das 7-fache.

es sich beim ersten Wert des Prognosebereichs um einen Ausreißer handelt, so müssen die Prognoseergebnisse zumindest einiger Modelle als zufriedenstellend angesehen werden. Eindeutig am besten schneidet das linear-rekursive Modell 1.5 mit einem Stützbereich von 4 Jahren ab. Interessant, daß sowohl eine Verlängerung wie eine Verkürzung des Stützbereichs zu schlechteren Prognoseergebnissen führt, die aber immer noch besser als die Ergebnisse des Box-Jenkins-Verfahrens sind. Ebenso ins Auge stechen die Überschätzungen der linear-rekursiven Modelle und die Unterschätzungen der Box-Jenkins-Modelle.

An Ursachen für Fehlprognosen kann bei den Box-Jenkins-Modellen aufgeführt werden:

- Modell 1.1 spiegelt offensichtlich die Modellstruktur der Zeitreihe nicht adäquat wider. Die Autokorrelationsanalyse legte bereits die Vermutung nahe, daß der MA-Parameter berücksichtigt werden muß, und die Saison ebenfalls vom MA-Parameter abhängt. Die besseren Ergebnisse von Modell 1.3 überraschen demnach nicht mehr.
- Die auftretenden Unterschätzungen beruhen auf dem überdurchschnittlich niedrigen Wert von 12/75, der die ganze Prognose nach unten drückt. Das Verfahren ist folglich sehr anfällig gegenüber Ausreißern und damit nicht robust.

Und bei den Modellen auf der Basis linear-rekursiver Funktionen:

- Die überhöhten Werte von Modell 1.4 sind auf eine Trendveränderung zurückzuführen, die von einem Modell mit kurzem Stützbereich besser erfaßt wird.
- Der Stützbereich von Modell 1.6 wurde zu kurz gewählt, Ausreißer erhalten dadurch einen zu starken Einfluß auf die Modellstruktur.

Insgesamt muß die Reihe SO_2 als eine leicht zu prognostizierende Zeitreihe angesehen werden, die auch über einen langen Zeitraum hinweg einen stabilen Trend, eine konstante Saisonfigur und nur geringe Störeinflüsse aufweist.

Reihe 2 (Abfall Frankfurt):

Gemessen an den Gütemaßen führte die Prognose bei dieser Reihe zu den besten Ergebnissen. Das beruht allerdings auf den geringen Schwankungen der Reihe innerhalb eines Jahres. Prognosefehler beruhen bei allen Modellen auf Störeinflüssen, die sich bei dieser Reihe meist in einer Verschiebung der Saisonspitzen äußern. Eine arbeitstägliche Bereinigung könnte hier zu einer Verbesserung der Prognoseergebnisse führen. Auffallend wiederum das insgesamt eindeutig bessere Abschneiden der linear-rekursiven Modelle gegenüber den Box-Jenkins-Modellen, deren Ergebnisse sich aber ebenfalls als zufriedenstellend bezeichnen lassen.

Reihe 3 (Staub Gelsenkirchen):

Unter Berücksichtigung der geringen Varianz der Meßwerte enttäuschen die schlechten Prognoseergebnisse aller Modelle. Die besten Ergebnisse liefern Modell 3.1 und Modell 3.6. Die Verkürzung des Stützbereichs bei Anwendung der linear-rekursiven Modelle führt mit Ausnahme von Modell 3.5 wiederum zu besseren Prognoseergebnissen. Die Ursachen der schlechten Prognoseergebnisse liegen vermutlich in einer Veränderung von Trend und Saison im Zeitablauf. An diese Veränderungen passen sich linear-rekursive Modelle mit kurzem Stützbereich - aber auch die Box-Jenkins-Modelle - gut an. Bei ihnen erweist sich ihre geringe Robustheit bei dieser Reihe als Vorteil. Auf Grund des Differenzen- und Saisonoperators stellen sie sich sehr schnell und flexibel auf die veränderte Saison- und Trendstruktur ein und erfassen zudem die Zufallskomponente besser.

Reihe 4 (NO_2 Gelsenkirchen):

Alle Modelle sind mit Ausnahme von Modell 4.3 in etwa gleich gut oder schlecht. Schwankungen der Meßwerte beruhen nicht auf Trend- und Saisoneinflüssen, sondern allein auf der Störkomponente. Das erklärt das relativ gute Abschneiden der Box-Jenkins-Modelle,

schlagen sich hier nämlich einerseits die Unzulänglichkeiten des Modellansatzes bei der Trend- und Saisonschätzung auf Grund der einfachen Struktur der Zeitreihe nicht und andererseits die Vorteile des Verfahrens bei der Bestimmung der Störkomponente nieder. Trotz dieser für das Box-Jenkins-Verfahren idealen Ausgangsbedingungen liegen die Prognosefehler aber doch enttäuschend hoch.

Thesenhaft lassen sich die Ergebnisse wie folgt zusammenfassen:

- Univariate zeitreihenanalytische Verfahren sind prinzipiell zur Prognose von Zeitreihen geeignet.
- Zahlreiche Zeitreihen von Umweltindikatoren sind von starken Störeinflüssen überlagert, die eine Prognose erschweren.
- Das Verfahren der Prognose mittels linear-rekursiver Funktionen ist dem Box-Jenkins-Verfahren überlegen.
- Das Box-Jenkins-Verfahren reagiert zu anfällig auf Ausreißer und muß als wenig robust angesehen werden.
- Die Trendschätzung bei Box-Jenkins mittels linearer Filter wird der Struktur mancher Zeitreihen nicht gerecht.
- Die Ausschaltung der Saisonkomponente mittels eines Saisonoperators ist einerseits anfällig gegenüber Ausreißern, andererseits aber bei Veränderungen der Saisonstruktur von Vorteil.
- Die eigenständige Erklärung der Störkomponente durch einen stochastischen Prozeß erscheint gerade bei Umweltindikatoren wegen des oftmals großen Einflusses dieser Komponente von Vorteil.
- Die Modellbildung bei Box-Jenkins ist ausgesprochen aufwendig und erfordert im Rahmen der Autokorrelationsanalyse häufig schwierige Interpretationen, die eventuell zur Schätzung einer falschen Modellstruktur führen können.
- Linear-rekursive Modelle sind in der Trendschätzung deutlich überlegen und sehr robust.

- Ihre Vorteile schlagen sich insbesondere bei Prognosen auf der Grundlage eines kurzen Stützbereichs nieder.
- Gegenüber dem Box-Jenkins-Verfahren sind Modelle auf der Basis linear-rekursiver Funktionen von Vorteil, da sie
 - nur einen kurzen Stützbereich benötigen,
 - bei ihrer Modellbildung keinen langwierigen Identifikationsprozeß durchlaufen müssen und keine Vorkenntnisse beim Anwenden voraussetzen,
 - in ihren Prognoseergebnissen dem Box-Jenkins-Verfahren meist überlegen sind.
- Verbesserungen des Verfahrens von Modellen auf der Basis linear-rekursiver Funktionen lassen sich vermutlich durch eine flexible, keine konstante Saison unterstellende Saisonschätzung und durch die zusätzliche Erklärung der Restgröße durch einen stochastischen Prozeß erreichen.

2.4 Wirkungen umweltpolitischer Entscheidungen auf Umweltindikatoren (ein Vorschlag zur Berechnung von Wirkungsindikatoren)

2.4.1 Problemstellung

Auf die Probleme, mit statistischen Methoden Umweltschäden nachzuweisen, wurde an anderer Stelle bereits hingewiesen. Gestaltet sich die Erfolgskontrolle umweltpolitischer Maßnahmen ähnlich schwierig? Nicht zur Objektivierung umweltpolitischer Entscheidungen tragen Diagnosen bei, die sich bei der Beurteilung der Wirkungen lediglich auf die Veränderungsraten gegenüber dem Vorjahr stützen¹⁾ und damit Trend, Saison- und Störeinflüsse unberücksichtigt lassen. Aber auch die Anwendung des t-Tests kann

1) Eine solche Argumentation findet sich bei: Herwig Gabriel; Klaus Zimmermann, Strategien zur Regulierung von Automobilmmissionen, Meisenheim am Glan 1978, S. 167; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltgutachten 1978, Deutscher Bundestag - 8. Wahlperiode, Drucksache 8/1938, S. 145.

nicht als das geeignete Instrument angesehen werden¹⁾, da die Zeitreihenwerte vor und nach der Intervention nicht normalverteilt mit konstanter Varianz und unabhängig um ihre beiden Mittelwerte schwanken, sondern autokorreliert und vielfach nicht stationär (Trend und Saison) sein können. Für eine Anwendung der Interventionsanalyse gelten solche Einschränkungen nicht. Sie wurde von Box und Tiao²⁾ konzipiert und soll im folgenden kurz skizziert werden.

2.4.2 Grundgedanke und Ablauf der Interventionsanalyse

Die Grundidee der Interventionsanalyse besteht durch ihre Einfachheit. Zunächst wird versucht, die Zeitreihe durch ein ARIMA-Modell zu erklären. Der Stützbereich umfaßt alle Zeitreihenwerte vor der Intervention. Gelingt es, für das Modell im Stützbereich eine befriedigende Anpassung vorzunehmen, so liefert, das ist die entscheidende Annahme, das Modell eine bedingte Prognose (also ohne Einwirkung der Intervention) für den Prognosebereich. War die Intervention erfolgreich, so müssen sich große Prognosefehler ergeben, die Anpassungsvarianz für den Prognosebereich muß sich gegenüber der Anpassungsvarianz innerhalb des Stützbereichs erhöhen, und die Residuen der Prognosewerte sind eventuell autokorreliert. Das Modell eignet sich in seiner ursprünglichen Form also nicht zur Erklärung und Prognose der Zeitreihe nach der Intervention. Ließe sich das Modell hingegen auch für den Prognosebereich verifizieren, so würde hieraus die Erfolglosigkeit der vorgenommenen Intervention abgeleitet. Der Ansatz dieser Theorie läßt sich aber nur unter der Annahme aufrechterhalten, und das scheint einer ihrer wunden Punkte zu sein, daß sich die Modelle nicht nur im Stützbereich auf Grund ihrer geringen Anpassungsvarianz zur Erklärung eignen, sondern auch im Prognosebereich eine geringe An-

1) Vgl. G. E. P. Box and G. C. Tiao, Intervention Analysis with Application to Economic and Environmental Problems, in: Journal of the American Statistical Association, Vol. 70, S. 70.

2) Ebenda, S. 70 ff.

passungsvarianz besitzen. Aus der empirischen Zeitreihenanalyse aber ist bekannt, daß Modelle mit geringer Anpassungsvarianz innerhalb des Stützbereiches durchaus völlig ungeeignet zur Erstellung einer Prognose sein können. Folglich lassen sich Prognosefehler nicht nur auf einen Strukturbruch (Folge einer Intervention), sondern ebenso auf ein zur Prognose ungeeignetes Modell zurückführen.

Werden aber Strukturveränderungen der Zeitreihe unterstellt, so wird versucht, mit Hilfe von Dummy-Variablen in Verbindung mit dem Einbau zusätzlicher Funktionen, die den Effekt der Intervention widerspiegeln, das Modell der neuen Situation anzupassen. Das Vorgehen läßt sich am folgenden Schaubild verdeutlichen.

2.4.3 Struktur des Modells

Ausgangspunkt des Modells ist eine Zeitreihe $\{x_t | t \in T\}$. Diese Zeitreihe soll durch das folgende additive Modell dargestellt werden¹⁾.

$$x_t = f(\omega, \delta, \xi, t) + N_t.$$

Es setzt sich zusammen aus einem von der Intervention unabhängigen Prozeß N_t und einen die Intervention simulierenden Prozeß $f(\omega, \delta, \xi, t)$ der exogenen Dummy-Variablen ξ .

Für das Rauschen N_t gilt dann

$$N_t = x_t - f(\omega, \delta, \xi, t)$$

und weiterhin unter der Annahme, daß es sich durch ein ARIMA-Modell darstellen läßt,

$$N_t = \frac{\theta(B)}{\pi(B)} a_t,$$

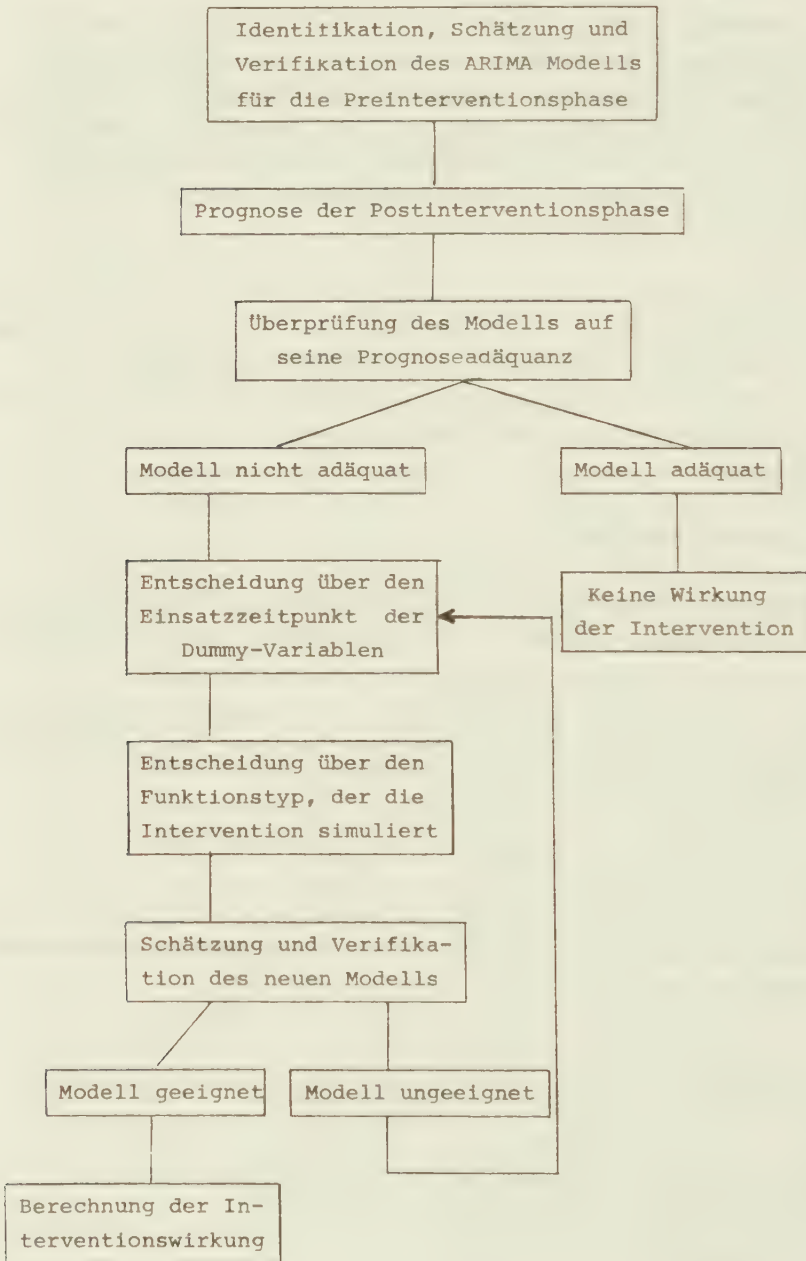
wobei im Falle der homogenen Nichtstationarität die Beziehung

$$\pi(B) = (1-B)^{d_{\phi B}}$$

besteht.

1) Vgl. ebenda, S. 71.

Schaubild IV: Ablaufdiagramm der Interventionsanalyse



Der Interventionsprozess wird ebenfalls durch ein ARIMA-Modell erfaßt.

$$f(\omega, \delta, \xi, t) = \frac{\omega(B)}{\delta(B)} \xi_t$$

Treten innerhalb des Prozesses mehrere Interventionen auf, so gilt:

$$f(\omega, \delta, \xi, t) = \sum_{j=1}^k \frac{\omega_j(B)}{\delta_j(B)} \cdot \xi_{tj} .$$

Damit ergibt sich für den Fall einer einzelnen Intervention das neue Modell

$$(2.16) \quad x_t = \frac{\omega(B)}{\delta(B)} \xi_t + \frac{\theta(B)}{\pi(B)} a_t .$$

Ferner werden zwei Typen von Dummy-Variablen unterschieden¹⁾ - nämlich die Impuls-Variable

$$\xi_t = p_t^{(T)} = \begin{cases} 0, & t \neq T \\ 1, & t = T \end{cases}$$

und die Step-Variable

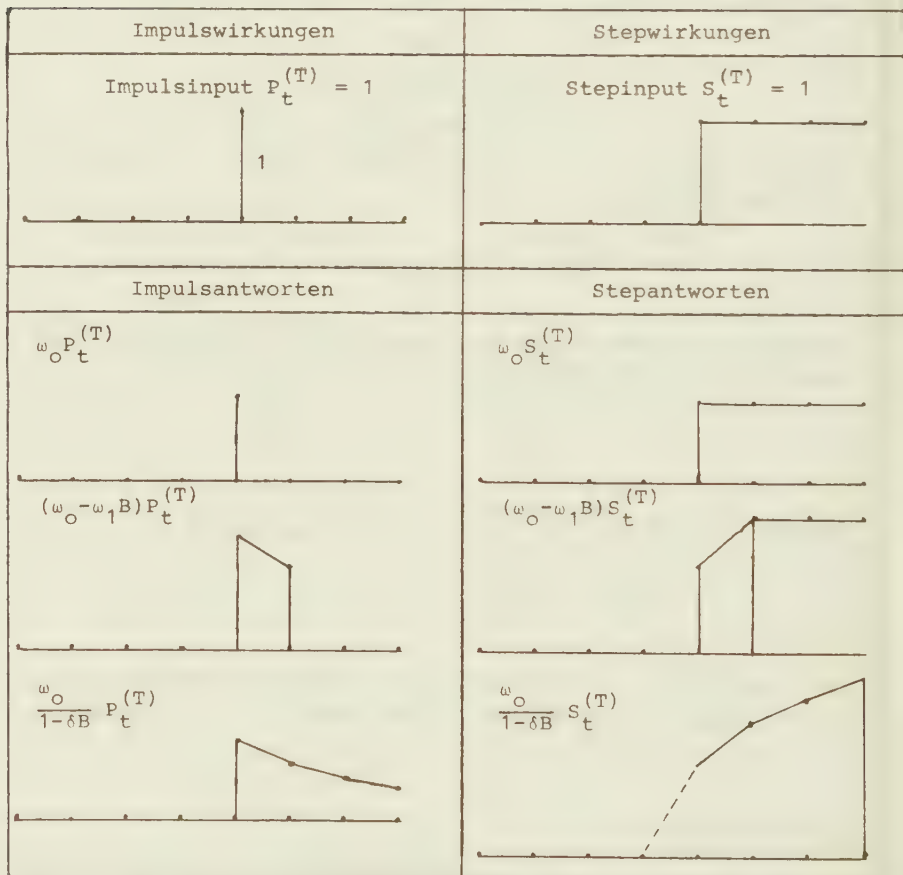
$$\xi_t = s_t^{(T)} = \begin{cases} 0, & t < T \\ 1, & t \geq T \end{cases}$$

Mit ihrer Hilfe und entsprechenden Transferfunktionen lassen sich dann dynamische Effekte simulieren.

1) Vgl. ebenda, S.71.

Einige Beispiele sind dem folgenden Schaubild zu entnehmen¹⁾.

Schaubild V: Transferfunktion zur Simulation dynamischer Effekte



1) Entnommen aus, Gwilym M. Jenkins, Practical Experiences with Modelling and Forecasting Time Series, Gwilym Jenkins & Partners, 1979, S. 108.

Die Schätzung des Modells erfolgt mit Hilfe der Maximum-Likelihood-Methode¹⁾ entweder sukzessiv zunächst für die Preinterventionephase und dann unter Benutzung der geschätzten Parameter für die Postinterventionsphase oder aber simultan für den Gesamtzeitraum.

Das Vorgehen für den Fall einer einzelnen Intervention ist dabei wie folgt²⁾. Gleichung (2.16) wird durch Erweitern umgeformt zu

$$(2.17) \quad \frac{\pi(B)}{\theta(B)} x_t = \left[\frac{\pi(B)}{\theta(B)} \cdot \frac{\omega(B)}{\delta(B)} \right] \cdot \xi_t + a_t .$$

Werden nun

$$\left[\frac{\left(\frac{\pi(B)}{\theta(B)} \cdot \frac{\omega(B)}{\delta(B)} \right)}{\beta} \right] \cdot \xi_t = y_t$$

$$\frac{\pi(B)}{\theta(B)} x_t = z_t$$

gesetzt, dann ergibt sich das lineare Regressionsmodell

$$(2.18) \quad z_t = \beta y_t + a_t .$$

Sollen die Interventionseffekte über einen unendlichen Zeitraum berechnet werden, so lassen sie sich unter gewissen Bedingungen approximativ über entsprechende Potenzreihenentwicklungen abschätzen³⁾.

1) Vgl. G. E. P. Box and G. C. Tiao, a.a.O., S. 72 f.

2) Vgl. ebenda, S. 75.

3) Siehe hierzu, ebenda, S. 75 und S. 78.

2.4.4 Eine Wirkungsanalyse des Benzinbleigesetzes in der Bundesrepublik Deutschland

Am 1.1.75 trat das Benzinbleigesetz in Kraft und verordnete die Herabsetzung¹⁾ des Benzinbleigehaltes auf 0,15 Gramm je Liter. War diese umweltpolitische Maßnahme ein Erfolg? Diese Frage läßt sich mit dem Instrumentarium der Interventionsanalyse beantworten und soll exemplarisch für die Frankfurter Innenstadt²⁾ untersucht werden. Zunächst ist es notwendig, für die Preinterventionsphase von 11/72 - 12/75 ein ARIMA-Modell zu identifizieren, zu schätzen und zu verifizieren. Die zur Identifikation durchgeführte Autokorrelationsanalyse der Originalreihe erbrachte die folgenden Ergebnisse.

Time-Lag	Autokorrelationskoeffizient	Partieller Autokorrelationskoeffizient
1	0,36	0,36
2	-0,05	-0,21
3	-0,06	0,04
4	-0,10	-0,11
5	-0,24	-0,21
6	-0,05	0,14
7	0,03	-0,08
8	-0,09	-0,12
9	-0,08	-0,00
10	0,01	-0,04
11	-0,10	-0,13
12	-0,19	-0,14

Signifikant von 0 unterscheiden sich lediglich die Koeffizienten für einen Time-Lag von 1. Das spricht für ein stationäres nicht saisonales ARMA(1,1)-Modell. Diese These wird auch durch den χ^2 -Anpassungstest der Autokorrelationen der Residuen gestützt, da bei einem Freiheitsgrad von 9 $\chi^2=7,4$ ist.

1) Gesetz zur Verminderung von Luftverunreinigungen durch Bleiverbindungen in Ottokraftstoffen für Kraftfahrzeugmotore, BGBl. I, S.1234.

2) Die Analyse stützt sich auf Monatsmittelwerte für Blei (ng/m^3), die von der Meßstation "Frankfurt City" des Umweltbundesamtes erfaßt wurden. Quelle, Umweltbundesamt, Materialien 2/77, S.109, Berlin 1977. Die Zeitreihenwerte der Originalreihe und der Modelle sind dem Schaubild VI zu entnehmen.

Die Schätzungen des MA-Parameters θ , des AR-Parameters ϕ und der Standardabweichung des Residuums δ_a ergaben

Parameter	Schätzwert	Standardabweichung
$\hat{\theta}$	0,54410	0,13672
$\hat{\phi}$	0,99256	0,01979
δ_a	531,9469	

Das Modell hat folglich für die Preinterventionphase die Form

$$(2.19) \quad (1-\phi B)x_t = (1-\theta B)a_t$$

$$(1-0,99256B)x_t = (1-0,5441B)a_t$$

Für die Prognose der Postinterventionsphase ist dieses Modell jedoch ungeeignet, da für den Zeitraum von 1/76 - 12/76 die Standardabweichung des Residuums der prognostizierten Werte auf 1525,3274 ansteigt. Der offensichtlich vorliegende Strukturbruch soll nun in einem Modell unter Anwendung der Interventionsanalyse berücksichtigt werden. Als Einsatzzeitpunkt der Dummy-Variablen wird der Zeitpunkt des Inkrafttretens des Gesetzes 1/76 gewählt. Da es sich nicht um eine zeitlich befristete Maßnahme handelt, liegt ein Step-Effekt vor. Unter der Annahme, daß der Anteil der durch den Kraftfahrzeugverkehr verursachten Immissionen in jedem Monat gleich groß ist, läßt sich die Intervention mit der folgenden Stepantwortfunktion simulieren

$$(2.20) \quad \omega S_t^{(T)}.$$

Für den Fall, daß im Januar 76 noch Altbenzin mit einem höheren Benzinbleigehalt verwendet wurde, ist auch die folgende Stepantwortfunktion denkbar

$$(\omega_0 - \omega_1 B) S_t^{(T)}.$$

Unter Einbeziehung der Stepantwort (2.20) muß Modell (2.19) wie folgt erweitert werden

$$(2.21) \quad x_t = \omega \xi_t + \frac{(1-\theta B)}{(1-\phi B)} a_t$$

mit

$$\xi_t = \begin{cases} 1 & \text{für } t \geq \text{Januar 76} \\ 0 & \text{für } t < \text{Januar 76} \end{cases}$$

Modell (2.21) läßt sich gemäß (2.17) zu

$$\frac{(1-\phi B)}{(1-\theta B)} x_t = \frac{(1-\phi B)}{(1-\theta B)} \omega \xi_t + a_t$$

und entsprechend (2.18) zu

$$(2.22) \quad z_t = \omega \cdot y_t + a_t = \beta y_t + a_t$$

umformen.

Die Folgen $\{z_t\}$ und $\{y_t\}$ lassen sich aus den Beziehungen

$$(2.23) \quad z_t = \frac{(1-\phi B)}{(1-\theta B)} x_t$$

und

$$(2.24) \quad y_t = \frac{(1-\phi B)}{(1-\theta B)} \xi_t$$

rekursiv unter Berücksichtigung der Beziehung (2.25) berechnen¹⁾.

$$(2.25) \quad \frac{(1-\phi B)}{(1-\theta B)} = 1 - \phi B(1-\theta)(1+\theta B+\theta^2 B^2+\dots) .$$

Für (2.23) ergibt sich damit

$$\begin{aligned} z_t &= \left[1 - \phi B(1-\theta)(1+\theta B+\theta^2 B^2+\dots) \right] x_t \\ &= x_t - \left[(1-\theta) \cdot (\phi B + \phi \theta B^2 + \phi \theta^2 B^3 + \dots) \right] x_t \\ &= x_t - \left[(1-\theta) \cdot (\phi x_{t-1} + \phi \theta x_{t-2} + \phi \theta^2 x_{t-3} + \dots) \right] \\ &= x_t - \bar{x}_{t-1} \end{aligned}$$

$$\text{für} \quad \bar{x}_{t-1} = (1-\theta)(\phi x_{t-1} + \phi \theta x_{t-2} + \phi \theta^2 x_{t-3} + \dots)$$

1) Vgl. G. E. P. Box and G. C. Tiao, a.a.O., S.74.

und ganz analog für (2.24)

$$\begin{aligned} y_t &= \xi_t - \left[(1-\theta)(\phi\xi_{t-1} + \phi\theta\xi_{t-2} + \phi\theta^2\xi_{t-3} + \dots) \right] \\ &= \xi_t - \bar{\xi}_{t-1} \end{aligned}$$

mit $\bar{\xi}_{t-1} = (1-\theta)(\phi\xi_{t-1} + \phi\theta\xi_{t-2} + \phi\theta^2\xi_{t-3} + \dots) .$

Nach Berechnung von $\{z_t\}$ und $\{y_t\}$ läßt sich der Parameter ω der Regressionsgleichung (2.22) mit Hilfe der Methode der kleinsten Quadrate schätzen. Es ergibt sich

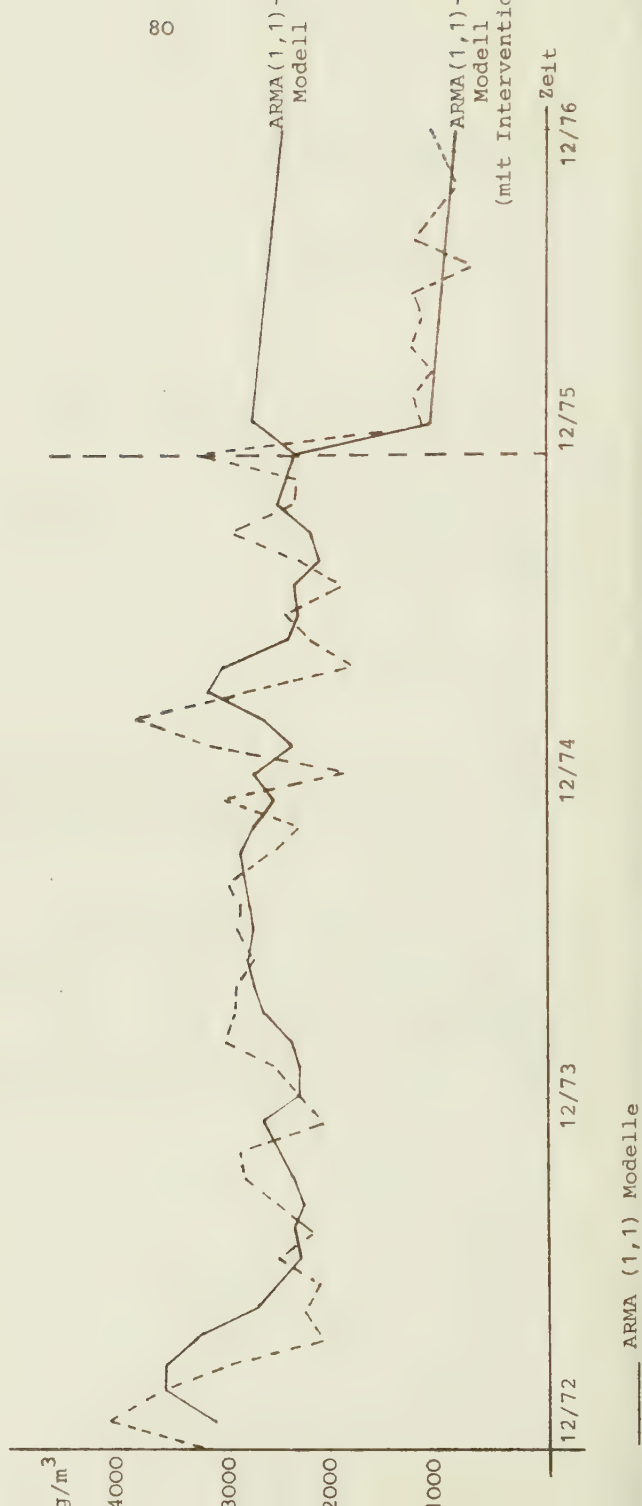
$$\omega = -1622,267494$$

$$\delta_{\omega} = 491,93199 .$$

Der Interventionseffekt des Benzinbleigesetzes, der sich als Wirkungsindikator interpretieren läßt, beträgt also $-1622,267494 \text{ ng/m}^3$ in bezug auf jeden Monatsmittelwert; das Benzinbleigesetz war also zumindest für die Frankfurter Innenstadt ein voller Erfolg.

Fraglos sind die Daten dieses Anwendungsbeispiels zu ideal, um hieraus auf die generelle Brauchbarkeit der Interventionsanalyse als Instrument zur Überprüfung des Wirkungsgrades politischer Maßnahmen schließen zu können. Daher bleibt zu hoffen, daß diesem bisher leider noch vernachlässigten Zweig der Zeitreihenanalyse in Zukunft im Rahmen empirischer Arbeiten mehr Beachtung geschenkt wird.

Schaubild VI: Interventionsanalyse des Benzinbleigesetzes



2.5 Indirekt berechnete Indikatoren (Berechnung von Schadstoffkoeffizienten je Endnachfrageeinheit eines Sektors mit Hilfe der Input-Output-Analyse)

2.5.1 Entwicklung des Modells

Die gesuchten Schadstoffkoeffizienten sollen sowohl die direkten wie die durch Vorleistungen anderer Sektoren verursachten indirekten Schadstoffmengen berücksichtigen. Ausgangspunkt für die Berechnung der gesuchten Koeffizienten ist das folgende Input-Output-Modell¹⁾.

Input Output	Sektor 1 Sektor j Sektor n	Endnachfrage	Output
Sektor 1	x_{11} x_{1n}	y_1	x_1
⋮	⋮	⋮	⋮
Sektor i	 x_{ij}	y_j	x_j
⋮	⋮	⋮	⋮
Sektor n	x_{n1} x_{nn}	y_n	x_n
Schadst. 1	v_{11} v_{1n}	- ²⁾	v_1
⋮	⋮		⋮
Schadst. i	 v_{ij}		v_i
⋮	⋮		⋮
Schadst. m	v_{m1} v_{mn}		v_m

1) In ähnlicher Form wurde ein solches Input-Output-Modell von Leontief entwickelt. Siehe hierzu, Gerhard Gehrig, Ökologische Input-Output-Modelle, in: Quantitative Modelle für ökonomisch-ökologische Analysen, Hrsg. Peter-Jörg Jansen; Otto Moeschlin; Otto Rentz, Meisenheim am Glan 1976, S.187 ff.; Wassily Leontief, Umweltauswirkungen und Wirtschaftsstruktur: Ein Input-Output-Ansatz, in: Umwelt und wirtschaftliche Entwicklung, Hrsg. Horst Siebert, Darmstadt 1979, S.85 ff.; Wassily Leontief and Daniel Ford, Air pollution and the economic structure: empirical results of input-output computations, in: Input-Output Techniques Proceedings of the Fifth International Conference on Input-Output Techniques, Hrsg. A. Brody and A. P. Carter, Amsterdam 1972, S.9 ff.

2) Über die Endnachfrage nach Schadstoffen (z. B. Recycling) liegen aus der amtl. Statistik keine Angaben vor. Die Komponenten dieses Vektors werden daher alle 0 gesetzt.

Sei

$$X = \begin{pmatrix} x_{11} & \dots & x_{1n} \\ \vdots & & \vdots \\ \vdots & x_{ij} & \vdots \\ \vdots & & \vdots \\ x_{n1} & \dots & x_{nn} \end{pmatrix} \quad \text{die Produktionsverflechtungsmatrix}$$

$$\vec{y} = \begin{pmatrix} y_1 \\ \vdots \\ y_j \\ \vdots \\ y_n \end{pmatrix} \quad \text{der Vektor der Endnachfrage}$$

$$x_i = \sum_{j=1}^n x_{ij} + y_j = x_i \quad \text{der Gesamtoutput des i-ten Sektors}$$

$$\vec{x} = \begin{pmatrix} x_1 \\ \vdots \\ x_j \\ \vdots \\ x_n \end{pmatrix} \quad \text{der Vektor des Gesamtoutputs}$$

$$V = \begin{pmatrix} v_{11} & \dots & v_{1n} \\ \vdots & & \vdots \\ \vdots & v_{ij} & \vdots \\ \vdots & & \vdots \\ v_{m1} & \dots & v_{mn} \end{pmatrix} \quad \text{die Schadstoffverflechtungsmatrix}$$

$$v_i = \sum_{j=1}^n v_{ij} \quad \text{der Gesamtoutput des i-ten Schadstoffes}$$

$$\vec{v} = \begin{pmatrix} v_1 \\ \vdots \\ v_i \\ \vdots \\ v_m \end{pmatrix} \quad \text{der Vektor des Gesamtoutputs an Schadstoffen}$$

Bei Unterstellung einer Leontief-Produktionsfunktion besteht die folgende Beziehung

$$x_{ij} = a_{ij}x_j \rightarrow a_{ij} = \frac{x_{ij}}{x_j}$$

wobei $A = \begin{pmatrix} a_{11} & \dots & a_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ \vdots & & a_{ij} & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & \dots & \dots & a_{nn} \end{pmatrix}$ die Matrix der Input-Koeffizienten ist.

Für die Matrix A der Inputkoeffizienten gilt die folgende Beziehung

$$A = \hat{X}\hat{X}^{-1}, \text{ wobei } \hat{X} = \begin{pmatrix} x_1 & & & & \\ & \ddots & & & \\ & & x_j & & \\ & & & \ddots & \\ & & & & x_n \end{pmatrix} \text{ gilt.}$$

Für den Gesamtoutput ergibt sich auf Grund des I.-O. Modells

$$\vec{x} = X + \vec{y} = A \cdot \vec{x} + \vec{y}$$

und für die Endnachfrage

$$\vec{y} = \vec{x} - A\vec{x} = (E-A)\vec{x}; \quad (E=\text{Einheitsmatrix})$$

Daraus folgt für $\vec{x}$

$$\vec{x} = (E-A)^{-1}\vec{y}.$$

Wird ebenfalls angenommen, daß die Verschmutzung an Schadstoffen proportional mit dem Output anwächst, so lassen sich Verschmutzungskoeffizienten berechnen, für die die folgende Beziehung gilt

$$c_{ij} = \frac{v_{ij}}{x_j}$$

wobei $C = \begin{pmatrix} c_{11} & \dots & c_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ \vdots & & c_{ij} & \ddots & \vdots \\ c_{m1} & \dots & \dots & c_{mn} \end{pmatrix}$ die Matrix der Verschmutzungskoeffizienten

und $\vec{c}_i = (c_{i1}, \dots, c_{in})$ der Vektor der Verschmutzungskoeffizienten des Schadstoffes i sind.

Für die aus dem Vektor $\vec{c}_i$ gebildete Diagonalmatrix $\hat{c}_i$ gilt dabei die folgende Beziehung.

$$\hat{c}_i = \hat{v}_i \cdot \hat{x}^{-1}$$

wobei $\hat{c}_i = \begin{pmatrix} c_{i1} & & & \\ & \ddots & & \\ & & \bigcirc & \\ & & & \ddots \\ & & & & c_{in} \end{pmatrix}$

und $\hat{v}_i = \begin{pmatrix} v_{i1} & & & \\ & \ddots & & \\ & & \bigcirc & \\ & & & \ddots \\ & & & & v_{in} \end{pmatrix}$

Um nun den Gesamtoutput des Schadstoffes i in Abhängigkeit von der Endnachfrage zu berechnen, muß das ursprüngliche Modell wie folgt erweitert werden

$$\begin{aligned} \vec{v}_i &= \hat{c}_i (E-A)^{-1} \vec{y} \\ &= U_i \cdot \vec{y} ; \text{ wenn } U_i = \hat{c}_i \cdot (E-A)^{-1} \text{ gesetzt wird.} \end{aligned}$$

Bildet man die j -Spaltensummen von U_i , so erhält man die gesuchten j -Schadstoffkoeffizienten je Endnachfrageeinheit des Schadstoffes i .

2.5.2 Empirische Berechnung von Schadstoffkoeffizienten

Im Rahmen der 1975 erstmals für die Bundesrepublik durchgeführten umweltstatistischen Erhebung wurden unter anderem die Abfallmengen und das Abwasseraufkommen der Sektoren des Produzierenden Gewerbes sowie einiger anderer Bereiche erhoben. Einer Berechnung von Abfall- und Abwasserkoeffizienten aus diesen Daten stehen aber trotzdem einige Probleme im Weg.

- Für das Jahr 1975 liegt keine I.-O. Tabelle vor. Es muß daher auf eine I.-O. Tabelle des DIW¹⁾ aus dem Jahre 1972 zurückgegriffen werden. Sich daraus ergebende Verzerrungen der zu berechnenden Schadstoffkoeffizienten müssen leider hingenommen werden.
- Die Systematik der Wirtschaftszweige der Umweltstatistik stimmt nicht mit der Sektorenaufteilung der I.-O. Tabelle des DIW überein. Folglich war es notwendig, die beiden Systematiken aufeinander abzustimmen. Durch eine Verkleinerung der I.-O. Tabelle von 56 auf 41 Sektoren gelang dies.
- Nicht für alle Sektoren der I.-O. Tabelle liegen Daten über die Abwasser- und Abfallmengen vor. Insbesondere fehlen Angaben über die Sektoren Private Haushalte²⁾ und Staat. Da diese beiden Sektoren auch keine Vorleistungen³⁾ aus anderen Sektoren beziehen, lassen sich auch keine indirekten Verschmutzungseffekte berechnen, folglich kann auf diese beiden Sektoren in der I.-O. Tabelle verzichtet werden. Die Verflechtungsmatrix reduziert sich damit auf eine 39x39 Matrix. Die Gliederung der Sektoren, die Abfall⁴⁾ und Abwassermenge je Sektor sowie der Umsatz je Sektor sind der folgenden Tabelle zu entnehmen.

Den Ausgangspunkt für die Berechnung der Schadstoffkoeffizienten je Endnachfrageeinheit bildet die Beziehung

$$U_i = \hat{z}_i \cdot (E-A)^{-1}$$

-
- 1) Siehe hierzu, Rainer Pirschner; Reiner Stäglin und Hans Wessels, Input-Output-Rechnung für die Bundesrepublik Deutschland 1972, Beiträge zur Strukturforchung, Heft 38, 1975. Grundlage der weiteren Berechnungen ist die zu jeweiligen Preisen berechnete I.-O. Tabelle für das Jahr 1972, S.22-28.
 - 2) Sie ließen sich allerdings indirekt aus den Angaben der öffentlichen Abfallbeseitigung über Hausmüll schätzen.
 - 3) Das ergibt sich aus der I.-O. Tabelle des DIW.
 - 4) Da der Bauschutt einen hohen Anteil an der Gesamtabfallmenge ausmacht, sollen zusätzlich noch Abfallkoeffizienten ohne Bauschutt berechnet werden.

Tabelle 2: Abfall und Abwasser gegliedert nach Sektoren für die
Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1975

Sektor Nr.	Bezeichnung des Sektors	Abfall ¹⁾ (1000 t)	Abwasser ²⁾ (Mio m ³)	Abfall ohne Bauschutt ³⁾ (1000 t)	Umsatz ⁴⁾ in Mio D
1	Landwirtschaft	- 6)	- 6)	- 6)	40319 ⁵⁾
2	Elektrizität/Gas und Wasser (Öff. Betr.)	3121	53	2554	60686 ⁷⁾
3	Bergbau	5612	2099	4862	17673 ⁸⁾
4	Steine Erden	8877	340	5034	18834
5	Eisenschaffende Ind.	7610	1575	6616	39980
6	Eisen und Stahl Gießereien	2946	43	2811	6754
7	Ziehereien und Stahlverformung	428	60	326	17256
8	Metallindustrie	913	278	788	12837
9	Chemie	8246	3539	6963	78996
10	Mineralölverarbeitung	553	480	458	31301
11	Kautschuk und Asbest- verarbeitung	295	56	283	9210
12	Holzbearbeitung, Sägewerke	743	27	691	5718
13	Papierherzeugung, Zellstoff	1446	727	1386	7104
14	Stahlbau	318	20	218	15230
15	Maschinenbau	1837	114	1382	79639
16	Straßenfahrzeugbau	1600	219	1467	59421
17	Luftfahrzeugbau	63	4	29	2247
18	Schiffbau	201	20	193	7020
19	Elektrotechn. Ind.	1190	109	950	76815
20	Feinmechanik, Optik	108	11	103	8936
21	EBM-Industrie	602	40	555	26227
22	Feinkeramische Ind.	289	6	249	3154
23	Glas	299	32	248	5846
24	Holzverarb. Ind.	840	21	782	17802
25	Musikinstrumente, Spielwaren	64	4	62	3003
26	Papierverarbeitung	283	45	258	10826
27	Druck	290	17	274	13340
28	Kunststoffverarb. Ind.	471	42	429	14149
29	Leder	116	8	114	5756
30	Textil	384	295	337	26947
31	Bekleidung	175	8	172	17047

(Fortsetzung Tabelle 2:)

Sektor Nr.	Bezeichnung des Sektors	Abfall ¹⁾ (1000 t)	Abwasser ²⁾ (Mio m ³)	Abfall ohne Bauschutt ³⁾ (1000 t)	Umsatz ⁴⁾ in Mio DM
32	Ernährung	4361	454	2494	79461
33	Tabak	33	4	33	10977
34	Handwerk	- 6)	- 6)	- 6)	117026
35	Baugewerbe	60405	49	1191	107635 ⁹⁾
36	Groß- und Einzelhandel	1060	72	1051	171426 ¹⁰⁾
37	Verkehr	2496 ¹²⁾	5	2491	81752 ¹¹⁾
38	Kredit	- 6)	7	- 6)	43430 ¹¹⁾
39	Sonst. Dienstl.	756 ¹³⁾	60	728	136589 ¹¹⁾

1) Quelle Stat. Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland 1978, S.539.

2) Quelle ebenda, S.543.

3) Eigene Berechnung, Quelle: Fachserie 19, Reihe 1.2., Abfallbeseitigung im Produzierenden Gewerbe und in anderen Bereichen 1975, Stat. Bundesamt 1979, S.10-15.

4) Umsatz ohne Umsatzsteuer.

5) Eigene Berechnung, Quelle: Stat. Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland 1977, S.137. Es wurde der Durchschnittsumsatz aus der Saison 74/75 und 75/76 berechnet.

6) Keine Angabe.

7) Quelle: Stat. Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland 1978, S.199.

8) Quelle für die Umsätze der Sektoren des Produzierenden Gewerbes, Stat. Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland 1977, S.171.

9) Quelle für die Umsätze im Bauhauptgewerbe und Bauhandwerk, ebenda, S.191.

10) Eigene Schätzung.

11) Wegen fehlender Daten wurden Angaben aus der DIW-Tabelle übernommen.

12) Nur Straßenverkehr und Flugplätze.

13) Nur Krankenhäuser.

Nach Berechnung der Leontief-Inversen¹⁾ müssen im nächsten Schritt die Vektoren der Verschmutzungskoeffizienten aus der Beziehung

$$\hat{c}_1 = \hat{v}_1 \cdot \hat{x}^{-1}$$

ermittelt werden.

Dabei seien

- $\hat{c}_1$ der Vektor der Abfallkoeffizienten
- $\hat{c}_2$ der Vektor der Abwasserkoeffizienten
- $\hat{c}_3$ der Vektor der Abfallkoeffizienten ohne Bauschutt.

Die Spaltensummen der Matrizen U_1 , U_2 und U_3 ergeben dann die gesuchten der Tabelle 3 zu entnehmenden Schadstoffkoeffizienten je Endnachfrageeinheit²⁾.

Diese Untersuchung versteht sich allenfalls als ein erster Beitrag. Unter Ausnutzung des tief gegliederten Abfallartenkataloges des Statistischen Bundesamtes ist eine detailliertere Analyse nach einzelnen Abfallarten möglich. Das scheint um so wichtiger, da die Bedeutung einer Abfallart sicher nicht von ihrem Gewicht, sondern in erster Linie von ihrer Schädlichkeit abhängt.

Weitere Untersuchungen dürfen sich aber nicht lediglich auf eine differenziertere Unterscheidung der Abfallarten beschränken, sondern sollten auch versuchen,

- den Recycling Prozeß im Modell zu berücksichtigen
- Angaben über Emissionen in das Modell miteinzubeziehen
- aktuelle und lückenlose Input-Output-Tabellen zu benutzen
- eine Analyse mit Hilfe einer auf Produktgruppen basierenden Input-Output-Tabelle vorzunehmen³⁾
- Schadstoffkoeffizienten auf der Basis interregionaler Input-Output-Tabellen (gegliedert nach Bundesländern) zu berechnen.

1) Siehe Anhang 3.

2) Eine Endnachfrageeinheit ist gleich einer Million DM.

3) Vgl. Peter A. Victor, Pollution: Economy and Environment, George Allen & Unwin Ltd., 1972, S.53 ff.

Tabelle 3: Abfall- und Abwässerkoeffizienten

Sektor Nr.	Bezeichnung des Sektors	Abfall- koeffizienten (1000 t)	Abwässer- koeffizienten (Mio m ³)	Abfall- koeffizienten ohne Bauschutt) (1000 t)
1	Landwirtschaft	0,03640	0,00673	0,02343
2	Elektriz./Gas u.Wasser (ö.B.)	0,14425	0,02445	0,11504
3	Bergbau	0,37045	0,12955	0,31235
4	Steine Erden	0,60893	0,02879	0,35180
5	Eisenschaffende Ind.	0,30424	0,06433	0,25644
6	Eisen u. Stahl Gießereien	0,50651	0,01912	0,47206
7	Ziehereien u. Stahlverformg.	0,12626	0,02380	0,10250
8	Metallindustrie	0,12373	0,03401	0,10416
9	Chemie	0,16839	0,06409	0,13939
10	Mineralölverarbeitung	0,03889	0,02246	0,03164
11	Kautschuk u. Asbestverarb.	0,07751	0,01888	0,06752
12	Holzbearbeitg., Sägewerke	0,17274	0,01254	0,15379
13	Papierherzeugung, Zellstoff	0,25723	0,11775	0,23732
14	Stahlbau	0,09586	0,01278	0,07381
15	Maschinenbau	0,07366	0,00876	0,05938
16	Straßenfahrzeugbau	0,09149	0,01479	0,07632
17	Luftfahrzeugbau	0,04486	0,00493	0,02625
18	Schiffbau	0,09605	0,01514	0,08256
19	Elektrotechn. Ind.	0,05380	0,00913	0,04327
20	Feinmechanik, Optik	0,04752	0,00767	0,03939
21	EBM-Industrie	0,08333	0,01415	0,07067
22	Feinkeramische Ind.	0,13893	0,00977	0,11245
23	Glas	0,10879	0,01633	0,08610
24	Holzverarb. Ind.	0,08850	0,00804	0,07766
25	Musikinstrumente, Spielwaren	0,06018	0,01118	0,05251
26	Papierverarbeitung	0,08925	0,02757	0,07863
27	Druck	0,06629	0,01705	0,05823
28	Kunststoffverarb. Ind.	0,09403	0,02257	0,08000
29	Leder	0,05094	0,00891	0,04477
30	Textil	0,04856	0,02244	0,03991
31	Bekleidung	0,03290	0,00810	0,02801
32	Ernährung	0,09192	0,01214	0,05699
33	Tabak	0,01114	0,00256	0,00950
34	Handwerk	0,04093	0,00673	0,02994
35	Baugewerbe	0,61344	0,00491	0,03683
36	Groß- u. Einzelhandel	0,02269	0,00200	0,01623
37	Verkehr	0,06362	0,00410	0,05236
38	Kredit	0,01738	0,00300	0,01188
39	Sonst. Dienstl.	0,02944	0,00393	0,02021

3. Umweltindizes

3.1 Methodische Probleme der Indexbildung

3.1.1 Axiomatische Index-Definition

Soll irgendein Objekt gemessen werden, so müssen zunächst entsprechende Eigenschaften ausgewählt, mit Hilfe von Indikatoren operationalisiert und mittels einer Skala gemessen werden. Die so gewonnenen Daten können mittels eines Index verdichtet werden.

Angenommen ein Objekt besitzt m verschiedene Eigenschaften, die mit m Indikatoren operationalisiert und mit m Skalen gemessen werden, so existieren m Messungen

$$(b_o^1, n_o^1), (b_o^2, n_o^2), \dots, (b_o^i, n_o^i), \dots, (b_o^m, n_o^m)$$

die zusammen jeweils ein Element des Eigenschaftsraumes B^m sind. Unter einem Index wird dann die Reduzierung des m -dimensionalen Eigenschaftsraumes auf k Dimensionen und die Abbildung dieses k -dimensionalen Raumes auf die Menge der reellen Zahlen verstanden¹⁾. Der Index wird dann als Funktion aufgefaßt, die wie folgt definiert ist,

$$I_k: B^k \rightarrow \mathbb{R}; \quad \text{wobei} \quad \begin{cases} B^k \subset B^m \\ I_k = f(n_j^1, \dots, n_j^i, \dots, n_j^k) \end{cases}$$

und die je nach Fragestellung eine Reihe sachlich relevanter Eigenschaften (z. B. Monotonie und Homogenität) erfüllen muß.

Die Funktionswerte von I_k heißen Indexwerte und stellen eine verdichtete Information über eine komplexe Datenstruktur dar. In der praktischen Anwendung wird oftmals nicht eine direkte Abbildung der k Dimensionen auf einen Index vorgenommen. Vielmehr werden zunächst mehrere Subindizes berechnet und aus diesen dann der Index I_k abgeleitet. Ein Gesamtindex Umwelt könnte sich so zum Beispiel aus den Subindizes Wasser, Luft und Boden zusammensetzen.

1) Siehe hierzu auch K. Scheuch und Helmut Zehnpfennig, a.a.O., S. 161; Wolfgang Eichhorn, What is an Economic Index?, in: Theory and Applications of Economic Indices, Edited by W. Eichhorn; R. Henn; O. Opitz; R. W. Shephard, Würzburg 1978, S. 3 f.

3.1.2 Überblick über methodische Probleme der Indexbildung

Die Konstruktion eines Index erfordert die Lösung einer Reihe von Problemen:

- Auswahl der Indikatoren (Reduktion des Merkmalsraumes)
- Bestimmung der Funktion f , die die Abbildung der ausgewählten Indikatoren auf den Index liefert. Das beinhaltet die Probleme der
 - Gewichtung der ausgewählten Indikatoren
 - Aggregierung der ausgewählten Indikatoren
- Standardisierung der Indikatoren. Sind die einzelnen Indikatoren unterschiedlich skaliert, so ist ihre Aggregierung ohne vorherige Standardisierung nicht möglich.
- Wahl eines Basisvektors. Setzt die vorgenommene Definition eines Index die Existenz bzw. Wahl einer Basis auch nicht voraus, so wird die Einbeziehung einer Basis in den Index auch bei Umweltfragestellungen vielfach sinnvoll sein. Als Basis könnten für einen Luftindex die Verschmutzung zu einem bestimmten Zeitpunkt und Ort oder existierende Umweltstandards gewählt werden.
- Normierung der Gewichte.

3.1.3 Auswahl der Indikatoren

Das Auswahlproblem hängt maßgeblich von dem gewählten Operationalisierungsansatz ab. Hat man sich für die operationalistische Lösung entschieden, so ist die Grundgesamtheit per Definition bekannt. Das Auswahlproblem reduziert sich damit auf das Problem, eine Zufallsstichprobe zu ziehen¹⁾. Legt man der Operationalisierung aber

1) Von diesem Ansatz geht Galtung aus. Siehe hierzu, Johan Galtung, Theory and Methods of Social Research, überarbeitete Auflage, Oslo 1970, S. 241.

den typologisch-induktiven oder den kausalanalytischen Ansatz zu Grunde, so ist der Eigenschaftsraum nicht vollständig bekannt; es sei denn, das Kausalmodell wäre in sich vollständig geschlossen und spezifiziert. Ist dies aber nicht der Fall, so läßt sich keine Zufallsstichprobe ziehen und damit die Stichprobentheorie nicht zur Lösung des Auswahlproblems heranziehen. Statt dessen muß nach anderen Kriterien gesucht werden, mit deren Hilfe sich der Eigenschaftsraum sinnvoll reduzieren läßt. Zu solchen Kriterien zählen die Trennschärfe, die Reliabilität und die Validität eines Indikators. Überprüfen lassen sich solche Eigenschaften mit Verfahren, die im Rahmen der psychologischen Testtheorie entwickelt wurden.

Das Problem der Auswahl bei Umweltindikatoren umfaßt aber nicht nur die Auswahl der Indikatoren als solche, sondern ebenfalls die Auswahl der Meßorte, die Bestimmung der Zahl der Messungen sowie die Zeitpunkte der Messungen.

3.1.4 Standardisierung der Indikatoren

Gerade bei Umweltindizes werden die in den Index eingehenden Indikatoren meist unterschiedlich skaliert und entziehen sich damit einem Vergleich. Um diesen zu ermöglichen, sowie die Einbeziehung der Indikatoren in den Index vornehmen zu können, ist eine Standardisierung notwendig. An Verfahren bieten sich an:

- Lineare Transformation
- Begriffstreue Standardisierung
- Standardisierung durch Verhältnisbildung
- Standardisierung mit Hilfe einer einheitlichen Recheneinheit
- Standardisierung mit Hilfe von Normierungsfunktionen.

Die lineare Transformation geschieht durch folgende Formel

$$S_j = \frac{n_j - \bar{n}_j}{s_n} \quad \epsilon + \mu$$

S_j = j-tes Element des standardisierten Spaltenvektors

n_j = Meßwert j

$\bar{n}_j$ = Mittelwert der Reihe $\{n_1, \dots, n_j, \dots, n_n\}$

s_n = Standardabweichung der Reihe $\{n_1, \dots, n_j, \dots, n_n\}$

δ = Standardabweichung der Standardskala

μ = Mittelwert der Standardskala

Der Spezialfall ($\delta=1$ und $\mu=0$) wird z-Transformation genannt. Diese Form der Standardisierung besitzt zwar eine Reihe von Vorteilen, insbesondere bei Anwendung multivariater Verfahren, weist aber zahlreiche Schwächen auf. Transformiert werden nämlich nicht die Merkmalskalen, sondern die empirischen Meßwerte¹⁾. Demnach hängen die standardisierten Werte von der jeweiligen Verteilung der Stichprobe der empirischen Meßwerte ab, die einen ähnlichen Einfluß wie eine Basis auf die Reihe ausübt. Das kann zu sachlich ungerechtfertigten Verzerrungen führen. Gemeinsame Maßeinheit dieser neuen Skala ist die Einheitsstandardabweichung. Die so gewonnenen standardisierten Werte sind daher formal vergleichbar, eine inhaltliche Vergleichbarkeit ist damit aber aus dem oben genannten Grund nicht gegeben. Geht man zusätzlich davon aus, daß Umweltindizes zeitlich fortlaufend berechnet werden sollen, also Werte immer wieder neu eingehen sollen, so müßten sämtliche Werte laufend neu transformiert werden, da sich durch das Hinzukommen eines neuen Wertes ja die Verteilung der Meßwerte ändert und damit zwangsläufig für jeden Meßwert sich ein neuer Standardwert ergibt.

Nicht mit diesen Nachteilen behaftet ist die begriffstreue Standardisierung²⁾, die eine verteilungsunabhängige Standardisierung ermöglicht. Verteilungsunabhängig ist diese Form der Standardisierung aber nur insofern, als gleiche Meßwerte unabhängig von ihrer Stichprobenverteilung einem gleichen Skalenwert zugeordnet werden, verteilungsabhängig ist sie, als in die Formel für die lineare Transformation Mittelwert und Standardabweichung einer theoretischen Grundgesamtheit eingehen. Schwierigkeiten bereitet

1) Siehe hierzu, Otto Schlosser, Einführung in die sozialwissenschaftliche Zusammenhangsanalyse, Hamburg 1976, S. 62.

2) Vgl. ebenda, S. 63 ff.

gerade hier die Bestimmung der Verteilungsform und die Ableitung der Parameter. Die bei der linearen Transformation auftretenden Probleme verlagern sich damit lediglich auf eine andere Ebene. Für die Standardisierung von Umweltindikatoren ist die auch mehr für Anwendungen im Bereich der Sozialforschung konzipierte begriffstreue Standardisierung daher nicht besonders geeignet.

Über die Bildung von Meßzahlen für die einzelnen Indikatoren wird die Standardisierung durch Verhältnisbildung durchgeführt. Gemeinsame Maßeinheit auf einer so gewonnenen Skala ist die Veränderung gegenüber einer Basis. Durch die Wahl einer Basis weist diese Form der Standardisierung ein normatives Element auf. Als Bezugspunkt kann die Indikatoreausprägung zu einem Zeitpunkt, ein von Witterungseinflüssen bereinigter Indikator oder irgendeine andere normative Größe gewählt werden. Bei Wahl einer zeitlichen Basisperiode sollte darauf geachtet werden, daß es sich um eine "Normalperiode" handelt. Wegen der vielfältigen Störeinflüsse, den vorhandenen zyklischen Schwankungen vieler Umweltindikatoren und des unterschiedlichen zyklischen Verlaufs der Reihen verschiedener Indikatoren innerhalb einer Periode, beruht die Wahl der Bezugsperiode auf gewissen Schwierigkeiten und wird sich vielfach nicht zufriedenstellend lösen lassen. Besonders bei Umweltindikatoren wird häufig als Bezugspunkt eine normative Größe (Standard) gewählt. Damit stellt sich zwangsläufig die Frage nach der Festlegung solcher Standards. Meist sind es Richtwerte, bei denen das Eintreten von Gesundheitsschäden oder materiellen Schäden vermutet wird¹⁾²⁾. Vielfach spiegeln die Standards aber auch politische Ziele wider.

1) Über die Vorteile von Standards als Instrument der Umweltpolitik: Pigmar Osterkamp, Standards und Steuern als alternative Instrumente der Umweltschutzpolitik, Diss. München 1975; William Baumol und Wallace E. Oates, Die Anwendung von Standards und Preisen zum Schutz der Umwelt, in: Umwelt und wirtschaftliche Entwicklung, Hrsg. Horst Siebert, Darmstadt 1979, S. 169 ff.

2) Über die Festlegung von Standards informiert der folgende Tagungsband; Development of Air Quality Standards, Edited by Arthur Atkisson and Richard S. Gaines, Charles E. Merrill, Publishing Company, Columbus, Ohio.

Für Umweltindikatoren unbedeutend ist die Standardisierung mittels einer einheitlichen Recheneinheit (z. B. Preis), da solch eine Recheneinheit für Umweltindikatoren nicht existiert. Von ausgesprochen großer Bedeutung ist die Standardisierung von Umweltindikatoren mit Hilfe von Normierungsfunktionen.

Über die Bestimmung verschiedener Toleranzschwellen lassen sich Umweltindikatoren, die oberhalb solcher Schwellenwerte liegen, Ordinalzahlen zuordnen. Gemeinsame Meßeinheit auf dieser konstruierten Ordinalskala ist somit die Überschreitung einer Toleranzschwelle. Formal läuft die Standardisierung wie folgt ab:

- Bestimmung der Anzahl m der Toleranzschwellen
- Bestimmung der Menge $A^i = \{a_1^i, a_2^i, \dots, a_m^i\}$ der Toleranzschwellen für jeden Indikator i
- Zuordnung von m Ordinalzahlen zu den Toleranzschwellen
- Transformierung des Meßwertes in die entsprechenden Ordinalzahlen.

Anwendung fand diese Form der Standardisierung (Signalwertmethode) bei der Konstruktion des Gesamtindikators zur Beurteilung der Konjunktur vom Sachverständigenrat. Einfacher noch ist die gewählte Form der Standardisierung bei dem sogenannten Diffusionsindex. Bei ihm wird jedem Meßwert, der im Vergleich zur Vorperiode angestiegen ist, der Wert 1 und den anderen der Wert 0 zugeordnet. Das Ausmaß des Anstiegs oder Abfalls wird also nicht berücksichtigt, sondern nur der Tatbestand des Ansteigens oder Fallens.

Die Umweltindikatoren lassen sich aber auch durch Normierungsfunktionen auf eine einheitliche Intervallskala bringen. Unter der Bedingung, daß für die einzelnen Indikatoren Schadensfunktionen bekannt sind, ließe sich eine einheitliche Skala, die den Schaden der Indikatoren mißt, konstruieren. Auf gleiche Weise ließe sich bei Kenntnis der subjektiven Präferenzfunktionen¹⁾ von Individuen für die einzelnen Indikatoren eine Skala, die diese Einstellungen mißt, ableiten. Schwierigkeiten bei der Anwendung wird aber sicher die empirische Schätzung solcher Funktionen bereiten.

1) Zur Konstruktion solcher subjektiver Transformationsfunktionen siehe, Joachim Majus, Aufrechenbarkeit des Nutzens als methodischer Schwerpunkt der Anwendungsprobleme bei quantitativer Bewertung und Nutzwertanalyse, in: Umweltindikatoren als Planungsinstrument, Hrsg. Institut für Umweltschutz der Universität Dortmund, Berlin 1977, S. 25 ff.

3.1.5 Aggregation der Indikatoren

Lassen sich die bisher angesprochenen Probleme noch relativ leicht lösen, so gilt das nicht für die Gewichtung und Aggregierung der Indikatoren zu einem Index. Gilt es doch, den durch einen Index bedingten Informationsverlust (Verteilung der Indikatorwerte läßt sich nicht aus dem Indexwert erkennen) so zu beschränken, daß alle Indikatorkombinationen, die zu ein und demselben Indexwert führen, auch einander äquivalent (zumindest annähernd) sind; würde doch die ganze Indexbildung sonst zu einem sinnlosen - weil falschen - Ergebnis führen. Die Entscheidung für die eine oder andere Formel setzt deshalb die Klärung von drei Fragen voraus.

- (1) Form der Aggregation
- (2) Formale Eigenschaften des geforderten Index
- (3) Inhaltliche Anforderungen an den Index

Es lassen sich drei Formen der Aggregation¹⁾ unterscheiden, nämlich die Aggregation

- verschiedener Ausprägungen eines Indikators über einen Zeitraum (zeitliche Aggregation)
- verschiedener Ausprägungen eines Indikators an verschiedenen Punkten zu einem Zeitpunkt (örtliche Aggregation)
- Aggregation mehrerer Indikatoren an einem festen Ort und zu einem festen Zeitpunkt (sachliche Aggregation).

Bei der zeitlichen Aggregation wird aus den innerhalb einer festgelegten Grundperiode anfallenden Meßwerten ein Index gebildet. Die Festlegung der Länge der Grundperiode (Tag, Monat, Jahr) hängt von übergeordneten Fragestellungen ab.

Bei der räumlichen Aggregation wird ein Einzelindex für mehrere Meßstellen berechnet. Die Berechnung eines solchen Index setzt die Abgrenzung des Raums und eine sinnvolle Auswahl der Meßstationen voraus, um die Repräsentativität des Index zu gewährleisten. Bei der sachlichen Aggregation, also der Aggregation verschiedener Schadstoffe in einem Index, handelt es sich um das schwierigste Problem, soll doch hier an sich Unvergleichbares verglichen werden (versch. Dimensionen).

1) Siehe hierzu, H. Inhaber, Aggregation And Indexing Problems Of Environmental Indicators, Paper For Conference on "Environmental Indicators - State of the Art in Industrialized Countries", Berlin December 6 - 8, 1976.

Die Vergleichbarkeit der Indikatoren wird durch die besprochenen Standardisierungsverfahren hergestellt. Bei Umweltindizes geschieht das meist über die Wahl einer Basis (Bestimmung eines Basisjahres oder eines Standards) für jeden Schadstoff. Soll bei der Indexbildung eine Indikatorverknüpfung vorgenommen werden, so muß geklärt werden, ob die Indikatoren gegenseitig voll austauschbar (additive Verknüpfung) oder nur begrenzt austauschbar (multiplikative Verknüpfung) sind. Ferner muß der Grad der Homogenität der Indexfunktion festgelegt werden.

Gehen in den Index nicht nur primäre, sondern auch sekundäre Schadstoffe ein, so müssen in der Indexformel auch synergetische Effekte berücksichtigt werden können. Solche Effekte lassen sich formal durch geeignete Funktionen (u. a. multiplikative Indikatorverknüpfung) berücksichtigen. Fraglich ist jedoch, ob es gelingt, eine solche Funktion empirisch zu ermitteln.

Unter anderem lassen sich die folgenden, insbesondere für Umweltindizes wichtigen, formalen Eigenschaften einer Indexfunktion unterscheiden:

- Monotonie¹⁾
- Homogenität
- Austauschbarkeit²⁾
- Identität³⁾

1) Sei $\vec{x}_n = \{x_1, \dots, x_n\}$ der Vektor der in den Index eingehenden Indikatoren, dann ist der Index I monoton, wenn die folgende Bedingung erfüllt ist. $[(I(\vec{x}_n) > I(\vec{x})) \wedge (\vec{x}_n > \vec{x})]$

2) In Analogie zum Begriff der Grenzrate der Substitution in der Produktionstheorie läßt sich der Begriff der Austauschbarkeit von Indikatoren erklären. Wird eine isoquante Variation der Indikatoren (Indexwert bleibt unverändert) vorgenommen, so lassen sich drei Fälle unterscheiden:

- (1) Die Grenzrate der Substitution ist immer konstant. Daraus folgt, daß die Isoquante einer Geraden entspricht, die Indikatoren unabhängig von den Indikatoreausprägungen beliebig austauschbar sind und die Indikatoren additiv verknüpft werden.
- (2) Die Grenzrate der Substitution verändert sich in Abhängigkeit von den Indikatoreausprägungen. Diese Eigenschaft besitzt z. B. ein Index mit multiplikativer Indikatorverknüpfung.
- (3) Die Grenzrate der Substitution ist 0. Die Indikatoren verhalten sich bei Wertveränderungen streng komplementär und sind überhaupt nicht austauschbar.

3) Die Eigenschaft der Identität können nur Indizes, mit denen ein Niveauvergleich vorgenommen werden soll, besitzen. Sofern die Indikatorwerte in der Basisperiode und in der Betrachtungsperiode gleich sind und der Indexwert dann 1 beträgt, weist die Indexformel die Eigenschaft der Identität auf.

Inhaltlich lassen sich zunächst Indizes zur Beschreibung des Zustandsniveaus und solche zur Erfassung des Niveauvergleichs¹⁾ unterscheiden. In Anlehnung an die aus der deskriptiven Statistik bekannten Maßzahlen lassen sich an Indizes zur Erfassung des Zustandsniveaus unter anderem Maximal-, Abstands-, Summen- und Mittelwertindizes berechnen. Der Niveauvergleich mit Hilfe von Indizes geschieht über Aggregatform- oder Meßzahlenmittelwertindizes. Im folgenden sollen nun einige für umweltstatistische Fragestellungen wichtige Indexdefinitionen aufgeführt werden.

$$(1) \quad \text{Maximalwertindex: } I_i^M = \max_{n \in \{1, 2, \dots, N\}} x_{in} \quad (\text{absolute Maximum})$$

Dieser Index wird in der Umweltstatistik häufig angewandt. Allerdings ist er ein ausgesprochen ungenaues Maß, da der Indexwert nur von dem höchsten Meßwert beeinflusst wird.

$$(2) \quad \text{Summenindex: } I_i^S = \sum_{n=1}^N x_{in}$$

$$(3) \quad \text{Abstandsindex: } I_i^A = \left(\sum_{n=1}^N x_{in}^2 \right)^{\frac{1}{2}}.$$

Dieser Index führt zu einer Überbetonung hoher Einzelindikatoren.

$$(4) \quad \begin{array}{l} \text{Additiver} \\ \text{Niveauindex:} \end{array} \quad I_i^{NA} = \sum_{n=1}^N x_{in}^\alpha \cdot g_n; \quad g_1 > 0, \dots, g_N > 0; \alpha \in \mathbb{R}.$$

Für $g_1=1$ und $\alpha=1$ ergibt sich der Mittelwertindex. Sind alle $g_i=1$ und ebenso alle $\alpha=1$, so erhält man den Summenindex. Da bei einer isoquanten Variation der Indikatoren die Grenzrate der Substitution immer konstant ist, sind die Indikатораussprägungen gegeneinander völlig austauschbar. Der Komplementaritätsgrad dieser Indexfunktion beträgt folglich 0.

1) Nach der in der Wirtschaftsstatistik üblichen Konvention dient ein Index nur zur Erfassung des Niveauvergleichs.

2) $\vec{x}_{in} = (x_{i1}, \dots, x_{in})$ sei der Vektor der in den Index eingehenden Indikatoren zum Zeitpunkt oder am Ort i .

(5) Multiplikativer Niveauinterindex:
$$I_i^{NM} = \prod_{i=1}^N C \cdot x_{in}^{\alpha_i}; \quad C > 0, \alpha_1 > 0, \dots, \alpha_n > 0.$$

Bei dieser Funktion verändert sich die Grenzrate der Substitution in Abhängigkeit von den Indikатораussprägungen. Der Komplementaritätsgrad der Funktion liegt folglich zwischen 0 und ∞ .

Aus dem multiplikativen Niveauinterindex läßt sich unter der folgenden Bedingung $\left[\left(\sum_{i=1}^N \alpha_i = 1 \right) \wedge \left(\hat{\alpha}_i = \frac{1}{N} \right) \wedge (C=1) \right]$ als Spezialfall das geometrische Mittel ableiten.

(6) Aggregatform-Index:
$$I^{AF} = \frac{I_t^N}{I_o^N}$$

(7) Additiver Meßzahlen-Index¹⁾:
$$I^{AM} = \left[g_1 \left(\frac{x_1}{x_o} \right)^{-p} + \dots + g_n \left(\frac{x_n}{x_o} \right)^{-p} \right]^{-\frac{1}{p}}; \quad \sum g_i = 1$$

Für $p = -1$ ergibt sich bei dieser Formel der Meßzahlen-Mittelwertindex.

(8) Multiplikativer Meßzahlen-Index²⁾:

$$I^{AM} = \left(\frac{x_1}{x_o} \right)^{\alpha_1} \cdot \left(\frac{x_2}{x_o} \right)^{\alpha_2} \cdot \dots \cdot \left(\frac{x_n}{x_o} \right)^{\alpha_n}; \quad \begin{cases} \alpha_i \in \mathbb{R}_{++} \\ \sum \alpha_i = 1 \end{cases}$$

Mit den Indizes (6) - (8) kann ein Niveauvergleich vorgenommen werden. Eine Aufstellung weiterer Eigenschaften der aufgeführten Indexfunktionen findet sich auf der nächsten Seite.

1) Vgl. Wolfgang Eichhorn, a.a.O., S. 12.

2) Vgl. ebenda, S. 13.

Tabelle 4: Indexfunktionen und ihre Eigenschaften

Indextyp	Definition der Indexfunktion	Eigenschaften der Indexformel
Maximalwertindex	$I_1^M := \mathbb{R}_+^n \rightarrow \mathbb{R}; \vec{x}_{1n} \mapsto I_1^M(\vec{x}_{1n})$	Monotonie und Homogenität
Summenindex	$I_1^S := (\mathbb{R}^n \rightarrow \mathbb{R}; \vec{x}_{1n} \mapsto I_1^S(\vec{x}_{1n}))$	Monotonie und lineare Homogenität
Abstandsindex	$I_1^A := (\mathbb{R}_+^n \rightarrow \mathbb{R}_+; \vec{x}_{1n} \mapsto I_1^A(\vec{x}_{1n}))$	Monotonie und lineare Homogenität
Additiver Niveauintex	$I_1^{NA} := (\mathbb{R}_+^n \rightarrow \mathbb{R}_+; \vec{x}_{1n} \mapsto I_1^{NA}(\vec{x}_{1n}))$	Monotonie und Homogenität vom Grad α
Multiplikativer Niveauintex	$I_1^{NM} := (\mathbb{R}_+^n \rightarrow \mathbb{R}_+; \vec{x}_{1n} \mapsto I_1^{NM}(\vec{x}_{1n}))$	Monotonie
Aggregatform-Index	$I := \mathbb{R}_+^{2n} \rightarrow \mathbb{R}_+;$	Lineare Homogenität wenn $\alpha_1 = 1$
		Überlineare Homogenität wenn $\alpha_1 > 1$
		Unterlineare Homogenität wenn $\alpha_1 < 1$
Additiver Maßzahlen-Index	$(\vec{x}_{1n}^+, \vec{x}_{1n}^-) \mapsto I_1^A(\vec{x}_{1n}^+, \vec{x}_{1n}^-);$ mit $\vec{x}_{1n}^+ \geq 0$ als Basisvektor.	Monotonie, lineare Homogenität und Identität
Multiplikativer Maßzahlen-Index	$\vec{x}_{1n}^+ \geq 0$ als Basisvektor.	

3.1.6 Gewichtung

Als weiteres Problem ist das der Gewichtung der einzelnen Indikatoren zu lösen. Manche Autoren¹⁾ halten dieses Problem für unlösbar und sprechen sich daher für die Gleichgewichtung aller Indikatoren aus²⁾. Andere wiederum halten es für unbedeutend. Von ihnen wird argumentiert, daß dieses Problem mit der Anzahl der Indikatoren abnimmt, da die einzelnen Gewichte einerseits dann sehr klein seien, und andererseits die Fehler sich gegenseitig ausgleichen würden. Diese Argumentation ist jedoch nur dann richtig, wenn alle Indikatoren in etwa gleiche Gewichte aufweisen. Dominieren aber einige wenige Indikatoren auf Grund ihres sehr hohen Gewichtes gegenüber der Mehrzahl der anderen Indikatoren den Index, so läßt sich diese Argumentation nicht mehr aufrechterhalten. Da gerade dies aber bei Umweltindizes häufig der Fall ist, sollen im weiteren die wichtigsten Möglichkeiten zur Gewichtung behandelt werden.

Sinnvoll erscheint die von Werner³⁾ vorgenommene Unterteilung in drei Formen der Gewichtung:

- nominale Gewichtung
- normative Gewichtung
- analytische Gewichtung.

Die Bestimmung der Gewichte für die einzelnen Indikatoren bei der nominalen Gewichtung geschieht auf indirekte Weise, da sie bei diesem Verfahren aus beobachteten Nebenerscheinungen abgeleitet werden.

1) Bombach lehnt jegliche Reduzierung ab und spricht sich lediglich für die Erstellung von Indikatorprofilen aus. Das führt zur Frage, inwieweit sich Indikatorprofile vergleichen lassen; siehe hierzu: G. Bombach, Konsum oder Investition für die Zukunft?, in: Aufgabe Zukunft: Qualität des Lebens Band 7: Qualitatives Wachstum, Beiträge zur 4. internationalen Arbeitstagung der I. G. Metall, Frankfurt 1973, S. 48 f.

2) Vgl. Johan Galtung, Theory and Methods of Social Research, überarbeitete Auflage, Oslo 1970, S. 252.

3) Siehe Rudolf Werner, Methodische Ansätze zur Konstruktion sozialer Indikatoren, in: Soziale Indikatoren, Konzepte und Forschungsansätze II, Hrsg. Wolfgang Zapf, Frankfurt 1974, S. 204.

So können die Meßwerte an verschiedenen Meßstellen jeweils mit dem Anteil an der Gesamtfläche, den die jeweilige Meßstelle repräsentiert, gewichtet werden. Welche Nebenerscheinung als Grundlage für die Gewichtung gewählt wird, bedarf einer subjektiven Entscheidung. Grundlage der Indexbildung ist damit weniger eine Theorie als vielmehr Intuition und Praktikabilität. Trotzdem führt dieses Verfahren vielfach zu brauchbaren Ergebnissen.

Im Falle der normativen Gewichtung wird diese von mehreren Experten vorgenommen. Um zu einer einheitlichen Gewichtung zu gelangen, können verschiedene Skalierungsverfahren wie das Rangordnungsverfahren, der vollständige Paarvergleich, das Rangzuordnungsverfahren, die direkte und die indirekte Intervallskalierung genutzt werden. Zu erwähnen ist in diesem Zusammenhang auch die Delphi-Technik¹⁾. Bei ihr handelt sich es um ein iteratives Verfahren der Meinungseruierung von Personen mit dem Ziel, die Gewichtungsfehler und die Streuung der Indikatorgewichte zu verringern. Die Gefahr des Verfahrens besteht darin, daß sich Urteile über Gewichte nicht auf Grund von Fehlern, sondern aus Nivellierungsgründen angleichen und damit bisher Bekanntes nur wieder neu bestätigt wird. Eine weitere Möglichkeit, zur Gewichtungsfunktion zu gelangen, besteht in der Anwendung der Nutzwertanalyse.

Bei der analytischen Gewichtung treten theoretische Überlegungen über die Bedeutung einzelner Indikatoren und damit zusammenhängend über ihre Gewichtung in den Hintergrund. Entscheidend für die Gewichtung ist jetzt der Anteil der Varianz der latenten Variable, den der Indikator erklärt. Mit Hilfe multivariater Verfahren lassen sich solche Gewichte berechnen. Zu nennen sind die Faktoren- und Latent-Structure-Analyse.

1) Zur Delphi-Technik siehe das Buch, The Delphi Method, edited by: Harold A. Linstone u. Murray Turoff, Addison-Wesley Publishing Company, 1975.

3.1.6.1 Die Faktorenanalyse als ein Ansatz zur Gewinnung von Indizes mit analytischer Gewichtung

Ziele, Grundannahmen und methodisches Vorgehen der Faktorenanalyse sowie die Möglichkeiten, mit Hilfe der Faktorenanalyse analytische Gewichte zu berechnen, sollen im folgenden kurz erläutert werden¹⁾.

Ausgehend von einer standardisierten Matrix Z beobachteter Ursprungswerte, die die Eigenschaft eines Objektes messen soll, wird die Korrelationsmatrix der standardisierten Ursprungswerte berechnet. Korrelationen unter den Variablen werden auf die Abhängigkeit von einem oder mehreren gemeinsamen Faktoren zurückgeführt. Ziel der Faktorenanalyse ist es dann, solche Faktoren zu finden, die die Ursprungsvariablen möglichst genau reproduzieren. Die gesuchte Reproduktion wird von der Formel $Z=A \cdot P$ geliefert. Diese Formel unterstellt, daß sich der einzelne Merkmalswert z_{ij} einerseits aus der Abhängigkeit von den Faktoren und andererseits aus der Abhängigkeit zwischen Merkmalsträgern und Faktoren erklären läßt. Für eine einzelne Variable z_{ij} (Merkmalsträger i und Indikator j) ergibt sich dann folgender Zusammenhang

$$z_{ij} = a_{j1}p_{1j} + a_{j2}p_{2j} + \dots + a_{jr}p_{rj}$$

z_{ij} hängt also davon ab, wie Indikator j für Merkmalsträger i die Faktoren $1-r$ mißt. Dieser Zusammenhang wird von der Matrix A der Faktorenladungen wiedergegeben. P wird Matrix der Faktorenwerte genannt. Im Falle unkorrelierter Faktoren läßt sich folgende Beziehung für die Korrelationsmatrix R nachweisen

$$R = A \cdot A^T \quad (\text{Fundamentaltheorem der Faktorenanalyse})$$

Diese Beziehung unterstellt allerdings die Nichtexistenz variablenspezifischer Faktoren. Stichprobenfehler bleiben von ihr ebenso unberücksichtigt. Existieren solche variablenspezifischen Werte (Diagonalmatrix U), dann verändert sich das Fundamentaltheorem wie folgt²⁾

$$R = A \cdot A^T + U \cdot U^T \quad \text{bzw.} \quad R - U \cdot U^T = A \cdot A^T = R_h$$

1) Die Ausführungen halten sich im wesentlichen an das Buch von K. Ueberla, Faktorenanalyse, Berlin 1968.

2) Dieses Gleichungssystem ist nur definiert, wenn die Matrix A auf der rechten Seite um so viele Spalten mit Werten von 0 erweitert wird, wie variablenspezifische Faktoren existieren. Ganz analog muß die Matrix U auf der linken Seite um r Spalten erweitert werden.

Im Vergleich zur Matrix R verändern sich bei R_h , da das Produkt $U \cdot U^T$ wiederum eine Diagonalmatrix ergibt, nur die Werte der Hauptdiagonalen. Diese Werte, sie werden Kommunalitäten genannt, nehmen jetzt Werte kleiner als 1 ein. Da Angaben über U nicht vorliegen, lassen sich die Kommunalitäten nur schätzen. Exakte Schätzverfahren existieren nicht. Alle Schätzungen sind, auch wenn sie sich teilweise sachlogisch begründen lassen, letzten Endes willkürlich. Es spricht daher einiges dafür, von der ursprünglichen Matrix auszugehen und auf die Kommunalitätenschätzung zu verzichten¹⁾. Ausgehend von der Matrix R bzw. R_h muß im nächsten Schritt die Matrix der Faktorladungen A berechnet werden. Das Gleichungssystem $R=A \cdot A^T$ läßt sich unter Anwendung der Regel von Lagrange eindeutig lösen. Als Nebenbedingung muß hierbei erfüllt werden, daß die Summe der Quadrate der Faktorladungen des 1. Faktors ein Maximum der Gesamtvarianz und die aller anderen Faktoren jeweils ein Maximum der Restvarianz erklären sollen. Der Vorgang wird Faktorextraktion genannt. Zur Faktorextraktion können zahlreiche zum Teil differierende Verfahren verwendet werden. Bei der Faktorextraktion ist unter Zugrundelegung des Zieles der Datenreduktion darauf zu achten, die Zahl der Faktoren nicht allzu groß werden zu lassen. Mathematisch saubere Verfahren liegen hierfür bisher nicht vor. Nach vorgenommener Faktorextraktion ergibt sich mit dem Rotationsproblem eine weitere Schwierigkeit der Faktorenanalyse. Rotiert (gedreht) wird dabei das zugrunde gelegte Koordinatensystem. Erst die Festlegung eines eindeutigen Koordinatensystems ermöglicht nämlich die Berechnung von A . Legt man kein solches System zu Grunde, so existieren unendlich viele Matrizen A^* , die die Beziehung

$$R_h = A^* A^{*T}$$

erfüllen.

A^* ergibt sich daher aus einer Multiplikation von A mit einer Transformationsmatrix T . Zur Berechnung von T liegen ebenfalls wieder zahlreiche Verfahren vor. Welches Verfahren und welche Lösung gewählt wird, hängt von sachlogischen Erwägungen ab, auf die nicht weiter eingegangen werden soll, da bei der Berechnung von analytischen Indizes von unrotierten Matrizen ausgegangen wird.

1) Von diesem Ansatz geht die Hauptkomponentenanalyse aus. Sie enthält genauso viele Faktoren wie Variablen.

Zum Abschluß stellt sich das Problem der Berechnung der Matrix P der Faktorenwerte. Für den Fall der Hauptkomponentenanalyse ist dies denkbar einfach, da lediglich die Gleichung $Z=A \cdot P$ zu lösen ist. Da Z bekannt und A bereits berechnet wurde, läßt sich obige Gleichung umformen zu $A^{-1}Z=P$ und P damit leicht berechnen. Voraussetzung für die Berechnung von P ist demnach lediglich die Existenz von A^{-1} . Sofern alle möglichen Hauptkomponenten extrahiert wurden, läßt sich A^{-1} mit der Einschränkung, daß häufig bei hohen Korrelationen zwischen den Variablen die Determinante der Korrelationsmatrix den Wert 0 einnimmt und die Inverse folglich nicht existiert, berechnen. Wird der Analyse aber die Faktorenanalyse zugrunde gelegt, gilt also die Beziehung $R=A \cdot A^T + U \cdot U^T$, so läßt sich Z nicht exakt berechnen, da die Blockmatrix $(A|U)$ keine quadratische Form aufweist. Dies ist der Fall, da es mehr Variablen als Faktoren gibt. Wurden nicht alle Hauptkomponenten extrahiert, oder läßt sich keine Lösung für die Inverse A^{-1} bestimmen, so lassen sich die Faktorenwerte oder hier besser Hauptkomponentenwerte trotzdem über die Beziehung $P=(A^T \cdot A)^{-1} \cdot A^T \cdot Z$ schätzen. Die Matrix $[(A^T A)^{-1} \cdot A^T]$ heißt Faktorenwertkoeffizientenmatrix (factor score coefficients).

Zu klären bleibt nun noch der Zusammenhang zwischen Faktorenanalyse bzw. der Hauptkomponentenanalyse und der Indexberechnung. Unterscheiden lassen sich dabei grundsätzlich zwei Berechnungsverfahren, nämlich die Indexbildung durch Faktorenladungen und die Indexbildung durch Faktorenwerte. Beide Verfahren lassen sich sowohl auf eine Längsschnitt- wie auf eine Querschnittsanalyse anwenden.

Indexbildung mit Hilfe von Faktorladungen¹⁾:

Ausgangspunkt ist die eingangs dargestellte Überlegung, daß sich Indikator z_j als Linearkombination der Faktorladungen, die identisch mit den Korrelationskoeffizienten zwischen Faktor und Indikator sind, mit den Faktorwerten darstellen läßt.

1) Zu der Methode siehe A. Wade Blackman, An Innovation Index Based on Factor Analysis, in: Technological Forecasting And Social Change 4/1973, S.302 ff.; M. Sturm, Faktoranalytische Untersuchungen über nationale Konjunktur- und Preisentwicklungsfragen als Determinanten des bilateralen Außenhandels, Diss. Köln 1971, S.80 ff.; Rudolf Werner, Soziale Indikatoren und politische Planung, Hamburg 1975, S.200 ff.

Also

$$z_1 = a_{11} \cdot p_1 + \dots + a_{1r} \cdot p_r$$

.

.

$$z_j = a_{j1} \cdot p_1 + \dots + a_{jr} \cdot p_r$$

.

.

$$z_n = a_{n1} \cdot p_1 + \dots + a_{nr} \cdot p_r$$

Erklärt der 1. Faktor bereits einen Großteil der Varianz, so läßt es sich vertreten, einen nur vom 1. Faktor abhängenden Index zu bilden. An Indexformeln wurden vorgeschlagen

$$I_{F1} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n a_{j1} \cdot z_j \quad (I_{F1} = \text{Index vom Faktor 1})$$

oder nicht normiert ¹⁾

$$I_{F1} = \sum_{j=1}^n a_{j1} \cdot z_j$$

Blackman und Sturm transformieren diesen Index noch mit dem Eigenwert λ_1 des 1. Faktors ²⁾.

$$I_{F1} = \sum_{j=1}^n \frac{a_{j1}}{\lambda_1} \cdot z_j$$

Indexbildung durch Faktorenwerte:

Vielfach erklärt der 1. Faktor nur einen geringen Teil der Varianz. Die zusätzliche Berücksichtigung weiterer Faktoren im Index liegt daher nahe. Unter Berücksichtigung der auf Grund der Faktorenanalyse extrahierten Faktoren wird daher ein Index mit Hilfe von Faktorenwerten gebildet. Ein solcher Index hat folgende Form ³⁾

1) Zu diesen Formeln siehe Rudolf Werner, Soziale Indikatoren und politische Planung, Hamburg 1975, S.200.

2) Siehe hierzu M. Sturm, a.a.O., S.80 oder A. Wade Blackman, a.a.O., S.303.

3) Siehe zu diesem Index Rudolf Werner, Soziale Indikatoren und politische Planung, Hamburg 1975, S.204 ff.

$$I = \sum_{i=1}^n \frac{\lambda_i}{\sum_{j=1}^n \lambda_j} \cdot p_i ; \begin{cases} p_i = \text{Faktorenwert } i \\ \lambda_i = \text{Eigenwert des } i\text{-ten Faktors} \\ \lambda_i = \lambda_j \end{cases}$$

Selbstverständlich sind auch analytische Indizes nicht frei von subjektiven Einflüssen. Determiniert doch bereits die Vorauswahl der Indikatoren weitgehend den späteren Indexwert. Im Vergleich zu den anderen Verfahren ist jedoch positiv zu vermerken, daß die Gewichtung auf Grundlage der Varianzanteile sicher "objektiver" als die subjektive Wahl der Gewichte ist und den Aussagegehalt nicht unwesentlich erhöhen kann.

3.2 Typen von Umweltindizes und ihre Berechnungsverfahren

3.2.1 Funktion, Aufgabe und Klassifikationsmöglichkeiten von Umweltindizes

Indikatoren messen Eigenschaften eines theoretischen Begriffs und lassen sich durch mathematische Operationen zu einem Index verdichten. Umweltindikatoren und Indizes sollen demnach Eigenschaften der Umwelt messen. Sie sollen in Form von objektiven Indikatoren eine Diagnose, Prognose und einen zeitlichen Vergleich von Umweltqualität und Umweltbelastungen ermöglichen und als subjektive Indikatoren das subjektive Empfindung von Individuen über Umweltqualität und Umweltbelastungen widerspiegeln.

Auf Grund ihrer einfachen Struktur sollen sie einen Beitrag zur öffentlichen Aufklärung von Umweltfragen leisten, den politischen Zielbildungsprozeß erleichtern, die Kontrolle umweltpolitischer Ziele ermöglichen und Hilfe bei der Planung die Umwelt beeinflussender Projekte leisten.

Wird von einer Klassifizierung nach statistisch methodischen Kriterien abgesehen, sondern soll die Klassifizierung nach inhaltlichen Fragestellungen erfolgen, so lassen sich folgende fünf Klassifizierungsmöglichkeiten¹⁾ unterscheiden:

1) Siehe hierzu, Dietrich von Borries, Zur Konstruktion von Umweltindizes, in: Allgemeines Statistisches Archiv, 1/75, S.46.

- Umweltbereiche
- Stellung in der Kausalkette
- Zweck der Fragestellung
- Umfang und Inhalt der Aggregation
- Verursacherguppen.

Nach Umweltbereichen gegliedert werden Luft-, Wasser-, Boden- und Lärmindizes unterschieden. Von Bedeutung sind bisher Luft-, Wasser- und Lärmindizes.

Wird die Kausalkette wie in dieser Arbeit als Gliederungskonzept gewählt, so bilden Emissionen, Immissionen und Wirkungen von Immissionen Ansatzpunkte zur Berechnung von Indizes.

Dementsprechend¹⁾ lassen sich Emissions-, Immissions- und Wirkungsindizes unterscheiden.

Emissionsindizes sollen Aussagen über die zeitliche Entwicklung und das örtliche Ausmaß von Emissionen ermöglichen und Antworten auf weitergehende Fragestellungen geben; inwieweit sich zum Beispiel mit Einflußgrößen²⁾ von Emissionen (wie Produktionsvolumen und Energieumsatz) ebenfalls Emissionsindizes berechnen oder sogar prognostizieren lassen.

Immissionsindizes sollen Aussagen über die Umweltbelastungen und die Umweltqualität ermöglichen. Das geschieht sowohl über die Berechnung von Einzelindizes für einzelne Umweltbereiche wie Luft, Wasser und Lärm als auch über die Berechnung von Gesamtindizes für die Umwelt.

Wirkungsindizes sollen die Auswirkungen von Immissionen bei einzelnen Akzeptoren messen. Die Berechnung solcher Indizes setzt die genaue Kenntnis über die Wirkungen von Immissionen voraus. Da gerade solche Kenntnisse jedoch meist fehlen, lassen sich die Wirkungen der Umweltverschmutzung nur annähernd schätzen. Die Forderung nach auf monetären Schäden beruhenden Wirkungsindizes führt wegen den an anderer Stelle genannten Gründen zu einer weiteren Erschwerung der Indexkonstruktion.

1) Vgl. ebenda, S.46.

2) Vgl. ebenda, S.49.

Werden die Umweltindizes nach dem Zwecke der Fragestellung typisiert, so lassen sich drei Gruppen unterscheiden, nämlich Umweltindikatoren, die zur Prognose und Diagnose dienen, und solche, mit denen der Erreichungsgrad umweltpolitischer Ziele überprüft werden kann. Das Maß, an dem solche Ziele überprüft werden sollen, sind Umweltstandards.

Umfang und Inhalt der Aggregation sind ein weiteres Typisierungsmerkmal von Umweltindizes. Es erfordert die Abgrenzung des Untersuchungsraumes, der Untersuchungsperioden und der Untersuchungsintervalle (stündlich, täglich, wöchentlich, monatlich, jährlich). Außerdem muß entschieden werden, ob Einzel-, Gruppen- oder Totalindizes berechnet werden sollen. Ein Einzelindex beinhaltet eine einzige Belastungskomponente; ein Gruppenindex setzt sich dagegen aus mehreren Indikatoren zusammen und soll zum Beispiel die Umweltqualität oder Belastung eines Umweltbereichs messen. Seine exakte Berechnung erfordert die Berücksichtigung synergetischer Effekte zwischen den Schadstoffen. Der Totalindex wiederum setzt sich aus mehreren Gruppenindizes zusammen.

Schließlich lassen sich noch Verursachergruppen zum Ausgangspunkt von Indexberechnungen machen. Solche Indizes müssen zum Beispiel Aussagen über den Anteil einzelner Produktionssektoren oder Endnachfragegruppen auf die Emissionsbelastung erlauben.

3.2.2 Emissionsindizes

Bei der Berechnung von Emissionsindizes lassen sich folgende Fragestellungen unterscheiden:

- Berechnung von Einzelindizes
- Berechnung von Gruppenindizes
- Zerlegung von Indizes
- zeitlicher und räumlicher Vergleich von Indizes.

3.2.2.1 Emissionseinzelindex

Sinnvoll erscheint die Berechnung eines Summenindex und eines Aggregatform-Index. Für den Summenindex gilt

$$I_e^S = \sum_{i=1}^n m_i$$

wobei:

n = Anzahl der Emittenten

m_i = Emission von Emittent i

und für den Aggregatform-Index

$$I_e^{AF} = \frac{I_e^S}{I_{e/o}^S}.$$

Da es sich bei diesen Formeln um Einzelindizes handelt, entstehen keine Probleme der Gewichtung, der Auswahl (bei vollständiger Erfassung aller Emissionen) und der Standardisierung.

3.2.2.2 Zerlegung des Emissionseinzelindex in seine Einflußfaktoren

Für den Einsatz umweltpolitischer Instrumente ist die mengenmäßige Entwicklung der Emissionen eine zu geringe Informationsgrundlage. Von Interesse sind vielmehr auch die Ursachen dieser Entwicklung. Ursache eines Anstieges von Emissionen kann eine Erhöhung des Produktionsvolumens, ein veränderter Faktoreinsatz oder aber auch eine Veränderung der Produktionsfunktion sein. Die anfallenden Emissionen sind mithin eine Funktion des Produktionsvolumens, des Faktoreinsatzes und der Produktionsfunktion. Die Berücksichtigung mehrerer Einflußfaktoren in einem Index geschieht mit Hilfe mehrfaktorieller Indizes. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen führte eine solche Indexzerlegung der SO_2 -Emissionen für vier Industriezweige (Ziegeleien, Zementwerke, Kalkwerke und Glashütten) durch¹⁾. An Einflußfaktoren berücksichtigte er das Produktions-

1) Siehe hierzu, Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltgutachten 1974, a.a.O., S. 222 ff.; D. von Borries, Zur Konstruktion von Umweltindizes, a.a.O., S. 49 ff.

volumen, den produktionsspezifischen Energieverbrauch, den mittleren Schwefelgehalt der eingesetzten Brennstoffe und den Freisetzungsfaktor. Der Freisetzungsfaktor bezeichnet den Anteil der in den Produktionsprozeß eingehenden SO_2 -Menge, der letztlich emittiert wird. Für die Emissionen m_i gilt dann

$$m_i = p_i \cdot \delta_i \cdot e_i \cdot f_i = \lambda_i P_i = \epsilon_i E_i = f_i \cdot S_i$$

wobei:

P_i = Produktionsvolumen von Industrie i

E_i = Energieeinsatz von Industrie i

S_i = Schwefelgehalt der Brennstoffe von Industrie i

m_i = Emission von Industrie i

$\lambda_i = \frac{m_i}{P_i}$; produktionsspezifische Emission

$\epsilon_i = \frac{m_i}{E_i}$; energiespezifische Emission

$e_i = \frac{E_i}{P_i}$; spezifischer Energieverbrauch

$\delta_i = \frac{S_i}{E_i}$; mittlerer Schwefelgehalt der Energieträger

$f_i = \frac{m_i}{S_i}$; Freisetzungsfaktor.

Der Index der Schwefelemissionen $I^m = \frac{\sum m_i(t)}{\sum m_i(0)}$ läßt sich dann durch

identische Umformungen wie folgt in vier Teilindizes (Produktionsindex, Index des Freisetzungsfaktors, Index des spezifischen Energieverbrauchs und Index des energiebezogenen Schwefelgehalts) zerlegen. Veränderungen des Emissionsindex lassen sich damit auf Grund der vorgenommenen Zerlegung durch Veränderungen von Teilindizes erklären und damit auf bestimmte Ursachen zurückführen.

$$I^m = I^P \cdot I^e \cdot I^\delta \cdot I^f .$$

Wird $I^e = \frac{I^E}{I^P}$ und $I^\delta = \frac{I^\epsilon}{I^f}$ gesetzt, so gilt

$$I^m = I^P \cdot \frac{I^E}{I^P} \cdot \frac{I^\epsilon}{I^f} \cdot I^f = I^E \cdot I^\epsilon .$$

Da I^E und I^ϵ jeweils Fisher Indizes sind, für die gilt

$$I^E = \sqrt{\frac{\sum E_{it} \cdot \epsilon_{io}}{\sum E_{io} \cdot \epsilon_{it}} \cdot \frac{\sum E_{it} \cdot \epsilon_{it}}{\sum E_{io} \cdot \epsilon_{io}}}$$

$$I^\epsilon = \sqrt{\frac{\sum \epsilon_{it} \cdot E_{io}}{\sum \epsilon_{io} \cdot E_{it}} \cdot \frac{\sum \epsilon_{it} \cdot E_{it}}{\sum \epsilon_{io} \cdot E_{io}}}$$

folgt aus

$$\begin{aligned} I^E \cdot I^\epsilon &= \sqrt{\frac{\sum E_{it} \cdot \epsilon_{io}}{\sum E_{io} \cdot \epsilon_{it}} \cdot \frac{\sum E_{it} \cdot \epsilon_{it}}{\sum E_{io} \cdot \epsilon_{io}}} \cdot \sqrt{\frac{\sum \epsilon_{it} \cdot E_{io}}{\sum \epsilon_{io} \cdot E_{it}} \cdot \frac{\sum \epsilon_{it} \cdot E_{it}}{\sum \epsilon_{io} \cdot E_{io}}} \\ &= \frac{\sum E_{it} \cdot \epsilon_{it}}{\sum E_{io} \cdot \epsilon_{io}} \cdot \sqrt{\frac{\sum E_{it} \cdot \epsilon_{io}}{\sum E_{io} \cdot \epsilon_{it}}} \cdot \sqrt{\frac{\sum \epsilon_{it} \cdot E_{io}}{\sum \epsilon_{io} \cdot E_{it}}} \\ &= \frac{\sum E_{it} \cdot \epsilon_{it}}{\sum E_{io} \cdot \epsilon_{io}} \\ &= \frac{\sum E_{it} \cdot \frac{m_{it}}{E_{it}}}{\sum E_{io} \cdot \frac{m_{io}}{E_{io}}} \\ &= \frac{\sum m_i(t)}{\sum m_i(o)} \end{aligned}$$

die Richtigkeit der Zerlegung.

Zu kritisieren sind an diesem Modell die gewählten Formeln für I^P und I^f . Da

$$I^P = \sqrt{\frac{\sum P_{it} \cdot f_{io}}{\sum P_{io} \cdot f_{it}} \cdot \frac{\sum P_{it} \cdot f_{it}}{\sum P_{io} \cdot f_{io}}}$$

$$\text{und } I^f = \sqrt{\frac{\sum f_{it} \cdot P_{io}}{\sum f_{io} \cdot P_{it}} \cdot \frac{\sum f_{it} \cdot P_{it}}{\sum f_{io} \cdot P_{io}}}$$

gesetzt wurden, handelt es sich nicht um reine Mengenindizes, sondern um Fishersche Indizes, die im ersten Fall mit f_i und im Index I^f mit P_i gewichtet wurden. Diese Gewichtung führt aber zu sachlich nicht begründbaren Verzerrungen der gewichteten Subindizes¹⁾. Solche Verzerrungen treten nicht auf, wenn

$$I^P = \frac{\sum P_{i1}}{\sum P_{i0}} \quad \text{und} \quad I^f = \frac{\sum f_{i1}}{\sum f_{i0}} \quad \text{gesetzt werden.}$$

Eine weitere Möglichkeit der Indexzerlegung beruht auf Arbeiten von Banerjee^{2) 3)}. Diese Arbeiten wiederum gehen auf Ansätze aus der statistischen Versuchsplanung für 2^n -Faktorenversuche zurück. Mit ihrer Hilfe lassen sich die Wirkungen eines oder mehrerer Faktoren beim Eintritt von zwei möglichen Zuständen erfassen⁴⁾.

Das Modell der Indexzerlegung soll dabei entsprechend der Problemstellung für vier Faktoren abgeleitet werden. Gesucht ist eine Indexzerlegung der Form

$$\frac{q_1}{q_0} = \frac{\sum q_{11}}{\sum q_{i0}} = \frac{\sum a_1^i b_1^i c_1^i d_1^i}{\sum a_0^i b_0^i c_0^i d_0^i} = \sum \pi^i \cdot \kappa^i \cdot \rho^i \cdot \delta^i = \pi \cdot \kappa \cdot \rho \cdot \delta$$

$$\pi = \frac{a_1}{a_0} = \text{Index des Faktors } a$$

$$\kappa = \frac{b_1}{b_0} = \text{Index des Faktors } b$$

-
- 1) So wird der Produktionsindex durch einen steigenden Index des Freisetzungsfaktors nach unten und durch einen fallenden nach oben verzerrt.
 - 2) Siehe hierzu, K. Banerjee, Index Numbers For Factorial Effects And their Connection With A Special Kind Of Irregular Fractional Plans Of Factorial Experiments, in: Journal of the American Statistical Association, Vol. LVIII, 1963.
 - 3) K. Banerjee, On the Factorial Approach Providing the True Index of Cost of Living, Göttingen 1977.
 - 4) Siehe hierzu zum Beispiel, G. Cochran und G. Cox, Experimental Designs, Second Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York 1957.

$$\rho = \frac{c_1}{c_0} = \text{Index des Faktors } c$$

$$\delta = \frac{d_1}{d_0} = \text{Index des Faktors } d$$

Aus den Faktoren a , b , c und d lassen sich, sofern nur die beiden Zustände 0 und 1 erlaubt sind, die folgenden 16 Kombinationen bilden¹⁾.

- (1) = $\Sigma a_0^1 b_0^1 c_0^1 d_0^1 = a_0 b_0 c_0 d_0 = (1)$
- (2) = $\Sigma a_1^1 b_0^1 c_0^1 d_0^1 = a_1 b_0 c_0 d_0 = a$
- (3) = $\Sigma a_0^1 b_1^1 c_0^1 d_0^1 = a_0 b_1 c_0 d_0 = b$
- (4) = $\Sigma a_0^1 b_0^1 c_1^1 d_0^1 = a_0 b_0 c_1 d_0 = c$
- (5) = $\Sigma a_0^1 b_0^1 c_0^1 d_1^1 = a_0 b_0 c_0 d_1 = d$
- (6) = $\Sigma a_1^1 b_1^1 c_0^1 d_0^1 = a_1 b_1 c_0 d_0 = ab$
- (7) = $\Sigma a_1^1 b_0^1 c_1^1 d_0^1 = a_1 b_0 c_1 d_0 = ac$
- (8) = $\Sigma a_1^1 b_0^1 c_0^1 d_1^1 = a_1 b_0 c_0 d_1 = ad$
- (9) = $\Sigma a_0^1 b_1^1 c_1^1 d_0^1 = a_0 b_1 c_1 d_0 = bc$
- (10) = $\Sigma a_0^1 b_1^1 c_0^1 d_1^1 = a_0 b_1 c_0 d_1 = bd$
- (11) = $\Sigma a_0^1 b_0^1 c_1^1 d_1^1 = a_0 b_0 c_1 d_1 = cd$
- (12) = $\Sigma a_1^1 b_1^1 c_1^1 d_0^1 = a_1 b_1 c_1 d_0 = abc$
- (13) = $\Sigma a_1^1 b_1^1 c_0^1 d_1^1 = a_1 b_1 c_0 d_1 = abd$
- (14) = $\Sigma a_1^1 b_0^1 c_1^1 d_1^1 = a_1 b_0 c_1 d_1 = acd$
- (15) = $\Sigma a_0^1 b_1^1 c_1^1 d_1^1 = a_0 b_1 c_1 d_1 = bcd$
- (16) = $\Sigma a_1^1 b_1^1 c_1^1 d_1^1 = a_1 b_1 c_1 d_1 = abcd$

1) Die Abkürzungen ergeben sich dadurch, daß nur solche Faktoren aufgeschrieben werden, die sich im Zustand 1 befinden.

Um nun zum Beispiel den Effekt A des Faktors a zu berechnen, müssen die Differenzen der folgenden acht Ergebnispaaire gebildet werden, bei denen der Faktor a sich jeweils einmal auf dem Niveau 0 und das andere Mal auf dem Niveau 1 befindet. Der Mittelwert dieser Abweichungen ist dann ein Maß für die Wirkung des Faktors A. Für den Effekt dieses Faktors ergibt sich folglich:

$$A = \frac{1}{8} [(a-(1)) + (ab-b) + (ac-c) + (ad-d) + (abc-bc) + (abd-bd) + (acd-cd) + (abcd-bcd)]$$

Sämtliche Einzeleffekte, die Wechselwirkungen zwischen den Faktoren sowie der Mittelwert (M) aller Faktoren lassen sich aus Tabelle (4) entnehmen.

Soll nun die Differenz¹⁾ $q_{i1} - q_{i0}$ berechnet werden, so gilt folgende Beziehung

$$q_{i1} - q_{i0} \iff a_1^i \cdot b_1^i \cdot c_1^i \cdot d_1^i - a_0^i \cdot b_0^i \cdot c_0^i \cdot d_0^i = \frac{1}{4} (A^i \cdot B^i + C^i + D^i + (ABC)^i + (ACD)^i + (BCD)^i).$$

Für die einzelnen Faktoreffekte ergibt sich durch Umformungen

$$\begin{aligned} A^i &= \frac{1}{8} (a_1^i - a_0^i) \cdot (b_1^i + b_0^i) \cdot (c_1^i + c_0^i) \cdot (d_1^i + d_0^i) \\ &= \frac{1}{8} a_0^i b_0^i c_0^i d_0^i \cdot (\pi^i - 1) \cdot (\kappa^i - 1) \cdot (\rho^i - 1) \cdot (\delta^i - 1) \\ &= \frac{1}{8} q_0^i (\pi^i - 1) \cdot (\kappa^i + 1) \cdot (\rho^i + 1) \cdot (\delta^i + 1) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} B^i &= \frac{1}{8} (a_1^i + a_0^i) \cdot (b_1^i - b_0^i) \cdot (c_1^i + c_0^i) \cdot (d_1^i + d_0^i) \\ &= \frac{1}{8} q_0^i (\pi^i + 1) \cdot (\kappa^i - 1) \cdot (\rho^i + 1) \cdot (\delta^i + 1) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} C^i &= \frac{1}{8} (a_1^i + a_0^i) \cdot (b_1^i + b_0^i) \cdot (c_1^i - c_0^i) \cdot (d_1^i + d_0^i) \\ &= \frac{1}{8} q_0^i (\pi^i + 1) \cdot (\kappa^i + 1) \cdot (\rho^i - 1) \cdot (\delta^i + 1) \end{aligned}$$

1) Diese Differenz wird üblicherweise Amplitude genannt.



$$(5) \quad ABC = \sum_i \frac{q_O^i (\pi^i - 1) (\kappa^i - 1) (\rho^i - 1) (\delta^i + 1)}{8} = \frac{q_O (\pi - 1) (\kappa - 1) (\rho - 1) (\delta + 1)}{8}$$

$$(6) \quad ABD = \sum_i \frac{q_O^i (\pi^i - 1) (\kappa^i - 1) (\rho^i + 1) (\delta^i - 1)}{8} = \frac{q_O (\pi - 1) (\kappa - 1) (\rho + 1) (\delta - 1)}{8}$$

$$(7) \quad ACD = \sum_i \frac{q_O^i (\pi^i - 1) (\kappa^i + 1) (\rho^i - 1) (\delta^i - 1)}{8} = \frac{q_O (\pi - 1) (\kappa + 1) (\rho - 1) (\delta - 1)}{8}$$

$$(8) \quad BCD = \sum_i \frac{q_O^i (\pi^i + 1) (\kappa^i - 1) (\rho^i - 1) (\delta^i - 1)}{8} = \frac{q_O (\pi + 1) (\kappa - 1) (\rho - 1) (\delta - 1)}{8}$$

Aus diesen acht Gleichungen lassen sich wiederum die vier folgenden Gleichungen bilden.

$$(1) \quad A - B - C - D + ABC + ABD + ACD - BCD = q_O (\pi - \kappa \cdot \rho \cdot \delta)$$

$$(2) \quad B - A - C - D + ABC + ABD + BCD - ACD = q_O (\kappa - \pi \cdot \rho \cdot \delta)$$

$$(3) \quad C - A - B - D + ABC + BCD + ACD - ABD = q_O (\rho - \pi \cdot \kappa \cdot \delta)$$

$$(4) \quad D - A - B - C + BCD + ACD + ABD - ABC = q_O (\delta - \pi \cdot \kappa \cdot \rho)$$

Unter Berücksichtigung der Beziehung $\pi \cdot \kappa \cdot \rho \cdot \delta = \frac{q_1}{q_O}$,

womit folgt

$$\kappa \cdot \rho \cdot \delta = \frac{q_1}{q_O \cdot \pi} ; \quad \pi \cdot \rho \cdot \delta = \frac{q_1}{q_O \cdot \kappa} ; \quad \pi \cdot \kappa \cdot \delta = \frac{q_1}{q_O \cdot \rho} ; \quad \pi \cdot \kappa \cdot \rho = \frac{q_1}{q_O \cdot \delta} ,$$

ergeben sich aus den obigen Gleichungen die folgenden vier quadratischen Gleichungen.

$$(1) \quad \pi^2 - \left(\underbrace{A - (B + C + D) + ABC + ABD + ACD - BCD}_{T_1} \right) \cdot \pi - \frac{q_1}{q_O} = 0$$

$$(2) \quad \kappa^2 - \left(\underbrace{B - (A + C + D) + ABC + ABD + BCD - ACD}_{T_2} \right) \cdot \kappa - \frac{q_1}{q_O} = 0$$

$$(3) \quad \rho^2 - \underbrace{\left(\frac{C - (A+B+D) + CAB + CAD + CBD - ABD}{q_0} \right)}_{T3} \cdot \rho - \frac{q_1}{q_0} = 0$$

$$(4) \quad \delta^2 - \underbrace{\left(\frac{D - (A+B+C) + DAB + DAC + DBC - ABC}{q_0} \right)}_{T4} \cdot \delta - \frac{q_1}{q_0} = 0$$

Nach Auflösung dieser Gleichungen ergeben sich die gesuchten Faktorenindizes¹⁾.

$$(1) \quad \pi = \frac{1}{2} T1 + \sqrt{\left(\frac{T1}{2}\right)^2 + \frac{q_1}{q_0}}$$

$$(2) \quad \kappa = \frac{1}{2} T2 + \sqrt{\left(\frac{T2}{2}\right)^2 + \frac{q_1}{q_0}}$$

$$(3) \quad \rho = \frac{1}{2} T3 + \sqrt{\left(\frac{T3}{2}\right)^2 + \frac{q_1}{q_0}}$$

$$(4) \quad \delta = \frac{1}{2} T4 + \sqrt{\left(\frac{T4}{2}\right)^2 + \frac{q_1}{q_0}}$$

Um die empirische Brauchbarkeit der Ansätze zu überprüfen und um die Vorteile des Ansatzes von Banerjee nicht nur theoretisch belegen zu müssen, sollen die beiden Verfahren einem empirischen Vergleich unterzogen werden. Ausgangspunkt dieses Vergleichs ist eine zu einem früheren Zeitpunkt von v. Borries durchgeführte Indexzerlegung mit Hilfe des Fisherschen Idealindex²⁾. In Anlehnung an diese Arbeit wurde für den gleichen Datensatz³⁾ und ebenfalls für die vier Industriezweige (Ziegeleien, Zementwerke, Kalkwerke und Glashütten) sowie ebenfalls zur Basis 1962 der Index der Emissionen mit

1) Da die Indizes sinnvollerweise nicht negativ werden dürfen, wird nur die positive Lösung berücksichtigt.

2) Siehe hierzu, Dietrich F. W. v. Borries, Zur Konstruktion von Umweltindizes, a.a.O., S. 50 f.; derselbe, Berichtigung, in: ASTA 1/76.

3) Der Verfasser dankt Herrn Dr. v. Borries vom Rat der Sachverständigen für Umweltfragen für die freundliche Überlassung der Originaldaten und den Hinweis auf die Problemstellung.

Hilfe des Faktorenindex zerlegt. Die in dem Faktorenindex berücksichtigten Faktoren sind ebenso wie beim Fisherschen Idealindex das reale Produktionsvolumen, der spezifische Energieeinsatz, der Schwefelgehalt der eingesetzten Brennstoffe und die Emissionsminderung durch Einbindung.

Die empirischen Ergebnisse sind der folgenden Tabelle zu entnehmen. Die fehlende Übereinstimmung zwischen dem Fisherschen Emissionsindex und dem Faktorenemissionsindex beruht auf Rechenungenauigkeiten. Bei einem Vergleich der einzelnen Subindizes fällt die, mit Ausnahme des Jahres 1960, große Übereinstimmung auf. Die Zerlegung mit Hilfe des Fisherschen Idealindex führte also zu durchaus brauchbaren Ergebnissen. Der empirische Vergleich über sieben Perioden sagt natürlich noch nichts über die generelle Güte der Fisherschen Indexzerlegung aus, hat sich doch die geäußerte Kritik trotzdem erhärtet. Besonders deutlich zeigt sich das anhand der Daten für das Jahr 1960; besteht hier doch zwischen I^P und π eine Differenz von 0,093, zwischen I^f und κ eine von 0,005, zwischen I^e und ρ eine von -0,077 und zwischen I^S und S eine von -0,036. Die besonders hohe Differenz zwischen I^P und π erklärt sich aus dem im Vergleich zum Basisjahr 1962 höheren Wert des Freisetzungsfaktors. Als Konsequenz hieraus ergibt sich eine Überschätzung von I^P und zwangsläufig damit verbunden eine Unterschätzung von I^e . Die - wenn auch unerhebliche - Überschätzung von I^f überrascht hingegen, war doch auf Grund des im Vergleich zum Basisjahr niedrigeren Indexwertes von I^P bei einem gleichzeitig im Vergleich zum Basisjahr höherem Indexwert von I^f eine Unterschätzung zu erwarten. Ursache für die Überschätzung aber ist der, wie sich bei der Indexberechnung herausstellte, vergleichsweise kleine Faktoreffekt des Freisetzungsfaktors. Die Unterschätzung von I^S wiederum ist Folge der Überschätzung von I^f . Es bleibt demnach festzuhalten, daß bei der Fisherschen Indexzerlegung Verzerrungen auftreten können. Der Ansatz, eine Indexzerlegung mit Hilfe von Faktoreffekten durchzuführen, erscheint hingegen empirisch genauer und theoretisch einleuchtender. Bei Anwendungen sollte ihm deshalb der Vorzug gegeben werden.

Tabelle 6: Vergleich der Zerlegungsverfahren

Jahr Index	1960	1962	1964	1966	1968	1970	1972
q_1/q_0	1,017	1,000	0,992	0,857	0,745	0,679	0,586
I^m	1,026	1,000	0,995	0,855	0,745	0,683	0,587
π	0,804	1,000	1,109	1,147	1,121	1,300	1,465
I^p	0,897	1,000	1,111	1,146	1,122	1,285	1,470
κ	1,067	1,000	0,972	0,883	0,872	0,829	0,758
I^f	1,072	1,000	0,975	0,882	0,872	0,818	0,753
ρ	1,137	1,000	0,932	0,886	0,854	0,787	0,745
I^e	1,060	1,000	0,934	0,885	0,854	0,802	0,748
δ	1,043	1,000	0,987	0,955	0,892	0,800	0,708
I^δ	1,007	1,000	0,983	0,956	0,892	0,811	0,707

$I^m = p^p \cdot I^f \cdot I^e \cdot I^\delta = \text{Fisherscher Emissionsindex}$

$I^p = \text{Fisherscher Produktionsindex}$

$I^f = \text{Fisherscher Index des Freisetzungsfaktors}$

$I^e = \text{Fisherscher Index des spezifischen Energieverbrauchs}$

$I^\delta = \text{Fisherscher Index des energiebezogenen Schwefelgehaltes}$

$q_1/q_0 = \pi \cdot \kappa \cdot \rho \cdot \delta = \text{Emissionsindex}$

$\pi = \text{Faktorisierte Produktionsindex}$

$\kappa = \text{Faktorisierte Index des Freisetzungsfaktors}$

$\rho = \text{Faktorisierte Index des spezifischen Energieverbrauchs}$

$\delta = \text{Faktorisierte Index des energiebezogenen Schwefelgehaltes}$

3.2.2.3 Emissionsgesamtindex

Soll nicht nur die Emissionsentwicklung eines, sondern gleichzeitig mehrerer Schadstoffe von dem Index erfaßt werden, so führt diese Fragestellung zum Problem der Konstruktion eines Emissionsgesamtindex. Solche Indizes lassen sich zum Beispiel für einzelne Verursachergruppen oder Industriezweige berechnen. Bei ihrer Erstellung ergeben sich die folgenden Fragen:

- Auswahl der Indikatoren

Kriterium der Auswahl sollte die Erstellung eines verursacher- bzw. sektorenspezifischen Emissionskorbes sein.

- Standardisierung der unterschiedlich skalierten Schadstoffe

Näherliegend erscheint eine Standardisierung mit Hilfe von Meßzahlen (Emissionsstandards oder Emissionen zu einem Basiszeitpunkt).

- Gewichtung der Indikatoren

Da Emissionen nur sehr sporadisch erhoben werden, lassen sich analytische Gewichtungsverfahren nicht anwenden. Bei Benutzung nominaler Gewichte sollte als Kriterium ihrer Ableitung nicht der Grad der Schädlichkeit einer Emission, da er bereits im Emissionsstandard berücksichtigt wird, sondern, da die mengenmäßige Entwicklung erfaßt werden soll, der Anteil einer einzelnen Emission am Output eines Sektors gewählt werden.

- Aggregation

Vorgeschlagen wird als Indexformel ein linear homogener, additiver Meßzahlen-Mittelwertindex.

3.2.3 Immissionsindizes

Stoffe, die sich zu einem bestimmten Zeitpunkt innerhalb eines Umweltmediums befinden, werden als Immissionen bezeichnet. Sie sind eine Bestands- nicht aber eine Bewegungsmasse und lassen sich folglich nicht für Zeiträume und Flächen, sondern nur für eine Meßstelle zu einem Zeitpunkt erfassen. Aussagen über die Immissionsbelastung innerhalb eines Zeitraums oder einer Fläche setzen eine zeitliche oder flächenmäßige Aggregation voraus. Von diesen beiden Formen der Aggregation läßt sich noch die sachliche Aggregation

unterscheiden, bei der mehrere zu einem Zeitpunkt an einem Ort gemessene Indikatoren aggregiert werden. Anknüpfend an diese drei Formen der Aggregation lassen sich Immissionsindizes für ein Gebiet bzw. für einen Zeitraum sowie Immissionsgesamtindizes unterscheiden.

3.2.3.1 Einzelindex der Immissionsentwicklung für ein Gebiet

Ein Einzelindex der Immissionsentwicklung für ein Gebiet wird durch Aggregation der zu einem Zeitpunkt t innerhalb eines Gebietes F an verschiedenen Meßstellen $(1, \dots, n)$ anfallenden Meßwerte

$$\vec{x}_{tF} = \{x_{t1}, x_{t2}, \dots, x_{tn}\}$$

gebildet. Ziel des Index ist die Erfassung der Immissionsbelastung innerhalb einer Region. Bei der Konstruktion eines solchen Index treten die folgenden Probleme auf:

- Auswahl der Meßstellen innerhalb der Region
- Wahl einer Aggregatformel
- Gewichtung der Indikatoren.

Die Aussagefähigkeit des Index hängt in entscheidendem Maße von der Repräsentativität der ausgewählten Meßstellen für die Region ab. An geeigneten Stichprobenplänen fehlt es bisher noch. Die Auswahl der Meßwerte wurde bisher eher nach Gutdünken als unter statistischen Aspekten vorgenommen. Bei der empirischen Berechnung von Indizes muß allerdings auf diese unter unzureichenden Bedingungen erhobenen Meßwerte zurückgegriffen werden. Auf das Problem der Auswahl von Meßorten soll deshalb nicht weiter eingegangen werden.

Welche Aggregatformel soll aber gewählt werden? Die Berechnung eines Summenindex ist für Immissionen sinnlos und entfällt damit. Die Berechnung eines Maximalwertindex ist möglich, der Index selber, da von Ausreißern leicht verzerrbar, aber nur sehr eingeschränkt aussagefähig. Bleiben also die Aggregatformeln zur Erfassung des Niveaus und des Niveausvergleichs. Sie sollten die folgenden formalen Bedingungen erfüllen:

- Monotonie
- Homogenität vom Grade 1
- Komplementarität vom Grade 0.

Unter der Annahme, daß ein Ansteigen eines Meßwertes bei Konstanz aller anderen Meßwerte zu einem Ansteigen des Index führen soll, erscheint die Forderung der Monotonie vollauf gerechtfertigt. Nicht im gleichen Maße gilt das für die geforderte Homogenität vom Grade 1. Werte größer 1 lassen sich mit der Begründung rechtfertigen, daß hohe Immissionswerte überproportionale Schäden verursachen. Soll allerdings nur das quantitative Ausmaß der Immissionen von dem Index beschrieben werden, führen Homogenitätswerte ungleich 1 zu Verzerrungen. In eine ähnliche Richtung zielt auch die Begründung für einen Komplementaritätsgrad von 0, der eine völlige Austauschbarkeit und additive Verknüpfung der Indikatoren beinhaltet. Diese inhaltlich sehr weitgehenden Annahmen lassen sich nur aufrechterhalten, wenn das quantitative Ausmaß nicht aber durch die Immissionen verursachte Schäden erfaßt werden sollen. Den geforderten Bedingungen entspricht der folgende additive Niveauindex.

$$I_t^F = \sum_{i=1}^N x_{ti} \cdot g_i; \sum g_i = 1 \text{ (Index im Ort F zum Zeitpunkt t)}$$

Für den Niveauvergleich bietet es sich an, einen Aggregatform-Index

$$I^{F|AF} = \frac{I_t^F}{I_O^F}$$

oder als Alternative den entsprechenden additiven Meßzahlen-Index zu berechnen.

Zu klären bleibt schließlich noch das Problem der Gewichtung. Normative Gewichte lassen sich durch Delphi-Umfragen, analytische Gewichte mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse bestimmen. Kriterien für nominale Gewichte können der Anteil an der Gesamtfläche der von der einzelnen Meßstation repräsentierten Teilfläche oder der auf dieser Teilfläche lebende Bevölkerungsanteil sein.

3.2.3.2 Einzelindex der Immissionsentwicklung für einen Zeitraum

Die Berechnung eines Einzelindex für eine Meßstelle erfordert die Aggregation der innerhalb einer Periode (p) in festen zeitlichen Abständen (τ) anfallenden Meßwerte.

$$\vec{x}_p = \{x_{p1}, x_{p2}, \dots, x_{pn}\}$$

Vor der Konstruktion eines solchen Index sind die folgenden Fragen zu klären:

- Periodenlänge
- Wahl einer Aggregatformel
- Gewichtung der Indikatoren.

Die Wahl der Periodenlänge, meist Tag, Monat oder Jahr, hängt von der inhaltlichen Fragestellung, die der Index erfüllen soll, ab. Ebenfalls gilt das für die Wahl der Aggregatformel. So interessiert vielfach nicht das durchschnittliche Niveau der Immissionsbelastung, sondern die Überschreitung von festgelegten Standards oder das Auftreten von Höchstwerten, die trotz der Ausreißerproblematik in der Umweltpolitik als brauchbare Indikatoren angesehen werden und unter dem Namen Maximalwertindex bereits abgehandelt wurden. Solch ein Index hat bekanntlich die Form:

$$I_p^M = \text{Max} \{x_{p1}, x_{p2}, \dots, x_{pn}\} .$$

Um das Problem der Verzerrung von Ausreißern zu verringern, werden innerhalb einer festgelegten Periode p Intervalldurchschnitte mit der Länge k berechnet und der höchste Intervalldurchschnitt als Indikator der Immissionsbelastung betrachtet.

Also

$$I_{pk}^M = \text{Max} \{ k^{-1} [x_{p1} + x_{p2} \dots + x_{pk}], \\ k^{-1} [x_{pk+1} + \dots + x_{p2k}], \dots, k^{-1} [x_{pn-k+1} + \dots + x_{pn}] \}$$

In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, inwieweit I_{pk}^M von der Periodenlänge abhängt¹⁾.

Die Erfassung des Niveaus der Immissionsbelastung soll wiederum mit Hilfe eines additiven Niveauindex vom Homogenitätsgrade 1 geschehen. Also

$$I_P^{NA} = \sum_{i=1}^N x_{ip} \cdot g_i ; \sum g_i = 1$$

Zu klären bleibt also nur noch, nach welchen Kriterien die Gewichte g_i abgeleitet werden sollen. Vorgeschlagen wird eine Gleichgewichtung, da sich eine andere Gewichtungsstruktur nur zeitreihenanalytisch (z. B. Ausschaltung von Saisoneinflüssen) rechtfertigen läßt.

Von Interesse ist schließlich noch die Verteilungsstruktur der Immissionen im Zeitintervall p . Sofern möglich sollte überprüft werden, ob sie sich durch theoretische Verteilungen approximieren läßt. Die Aussagefähigkeit des Index würde damit erheblich erhöht²⁾.

- 1) Unter Anwendung der Extremwerttheorie und verbundener stochastischer Prozesse wurden hierüber einige interessante Abhandlungen geschrieben. Siehe hierzu: Richard E. Barlow, Averaging Time And Maxima For Dependent Observations, in: Proceedings Of The Symposium On Statistical Aspects Of Air Quality Data, Ed.: Lawrence D. Komreich, U. S. Environmental Protection Agency, 10/74, S. 6-1 ff.; N. D. Singpurwalla, Extreme Values from a Lognormal Law With Applications to Air Pollution Problems, in: Technometrics, Vol. 14, No. 3, 8/72.
- 2) Zur Frage der Anpassung von empirischen Verteilungen der Immissionswerte an theoretische Verteilungen existieren zahlreiche Aufsätze. Meist wird behauptet, die empirischen Meßwerte seien log-normalverteilt. Eine These, die aber nur selten durch Anpassungstests überprüft wurde und nach Ansicht des Verfassers zumindest für Meßdaten aus der BRD nicht zutrifft. Siehe als Überblick hierzu: Richard I. Pollack, Studies Of Pollutant Concentration Frequency Distributions, U. S. Environmental Protection Agency, North-Carolina, 1975.

3.2.3.3 Gesamtindizes der Immissionsentwicklung

(sachliche Aggregation)

Eine umfassende Analyse der Umwelt mit Indizes setzt die gleichzeitige Berücksichtigung mehrerer Schadstoffe voraus. Das führt zum Problem der Bildung von Gesamt- oder Gruppenindizes, die sich aus mehreren Indikatoren zusammensetzen. Die Konstruktion eines solchen Index ist mit der Lösung der folgenden Probleme verbunden:

- Auswahl der Indikatoren:

Ziel der Indexbildung ist die Erfassung der Immissionsbelastung. Das setzt zunächst eine Operationalisierung dieses Begriffs voraus. Eine Operationalisierung mit Hilfe des typologisch induktiven oder des kausalanalytischen Ansatzes scheitert an der Komplexität des latenten Begriffs Immissionsbelastung und an fehlenden theoretischen Modellen zur Erklärung dieses Begriffs. Es liegt daher nahe, bei der Operationalisierung operationalistisch vorzugehen und den Eigenschaftsraum zu definieren. Erfasst wird damit aber nicht mehr die Immissionsbelastung der Umwelt schlechthin, sondern nur die Immissionsbelastung der in den Index eingehenden Indikatoren.

- Standardisierung:

Die in den Index eingehenden Meßwerte sind unterschiedlich skaliert. Dem ist durch geeignete Standardisierungsverfahren zu entsprechen. Zu denken ist an die z-Standardisierung, die Standardisierung durch Verhältnisbildung (in bezug auf zeitliche oder sachliche Standards) und an Normierungsfunktionen. Die Nachteile der einzelnen Verfahren wurden bereits diskutiert, insbesondere bei der Anwendung von sachlichen Standards und Normierungsfunktionen geht, sofern ihre Festsetzung auf politischen Zielen bzw. Präferenzfunktionen beruht, ein subjektives Moment in den Prozeß der Indexbildung ein. Das gewählte Standardisierungsverfahren determiniert auf jeden Fall in vielfach unterschätzter Weise den inhaltlichen Aussagegehalt des Index.

- Aggregation:

Die Wahl der Aggregatformel hängt davon ab, ob der Index Synergismen berücksichtigen soll oder nicht. Folglich sind zwei Gruppen von Immissionsindizes zu unterscheiden.

- Gewichtung:

Zu unterscheiden sind wiederum die normative von Experten vorgenommene, die nominale aus nachgewiesenen Wirkungen abgeleitete sowie die analytische mit Hilfe von multivariaten Verfahren gewonnene Gewichtung.

Zunächst soll das Problem der Ableitung eines Index ohne Berücksichtigung von Synergismen abgehandelt werden. Ein solcher Index soll die drei folgenden Eigenschaften erfüllen:

- Monotonie
- Homogenität vom Grade 1
- Komplementarität vom Grade 0.

Ein Homogenitätsgrad von ungleich 1 würde zu einer Über- bzw. Unterbewertung hoher Indikatorausprägungen führen, die sich sachlich, solange nur das quantitative Ausmaß und nicht die Folgen der Immissionsbelastung erfaßt werden sollen, nicht rechtfertigen läßt. Die Forderung eines Komplementaritätsgrades von 0 erscheint willkürlich, ermöglicht sie doch, daß sich hohe und niedrige Indikatorausprägungen gegenseitig voll ausgleichen. In ihrer Verteilungsstruktur völlig unterschiedliche Indikatoren werden dem gleichen Indexwert zugeordnet. Dieses Problem läßt sich umgehen, wenn zusätzlich zur Indexbildung eine Profilclusteranalyse durchgeführt wird, die untersucht, inwieweit Indexwert und Verteilungsstruktur übereinstimmen. Der Homogenitätsgrad von 1 soll wiederum damit begründet werden, daß bei gleichzeitigem Ansteigen aller Indikatoren der Indexwert sich in proportional gleicher Weise verändern soll.

Den drei genannten Bedingungen entspricht der additive Niveauindex der Art

$$I_i^{NA} = \sum_{j=1}^N z_{in} \cdot g_j ; \quad \sum g_j = 1 ; \quad g_1 > 0, \dots, g_n > 0$$

z_{in} = standardisierter Meßwert i

g_j = Gewicht j .

Zum Niveauvergleich läßt sich, sofern die Indexwerte nichtnegativ sind, ein Aggregatform-Index berechnen.

Die Konstruktion synergetischer Immissionsindizes wurde bisher vernachlässigt nicht zuletzt deshalb, weil ein Mangel an theoretischen Modellen und empirischen Erkenntnissen über synergetische Beziehungen besteht. Wird aber von der Existenz sekundärer Schadstoffe, verursacht durch das gleichzeitige Auftreten verschiedener primärer Schadstoffe, ausgegangen, so wird ein diesem Sachverhalt entsprechender Immissionsindex einen Komplementaritätsgrad von größer 0 aufweisen müssen. Ebenso ist vorstellbar, daß bei Anwachsen einzelner primärer Schadstoffe die sekundären Schadstoffe überproportional ansteigen. Dieser Anstieg sollte seinen Niederschlag in einem entsprechenden überproportionalen Anwachsen des Indexwertes finden. Der entsprechende Index muß folglich überlinear homogen sein. Diese beiden Bedingungen sowie die Monotonie werden von dem multiplikativen Niveauindex der folgenden Art erfüllt

$$I_i^{NM} = \prod_{i=1}^N C \cdot x_{in}^{\alpha_i} ; C > 0 ; \alpha_1 > 0, \dots, \alpha_N > 0 ; \sum \alpha_i > 1 .$$

Unüberwindbare Schwierigkeiten wird aber bei empirischen Berechnungen die Festlegung der Parameter C und α bereiten, die sich nur sachlogisch begründen läßt. Zudem läßt sich diese Formel nur anwenden, wenn kein Standardisierungsverfahren angewandt wird, das zu negativen standardisierten Werten führt. Ein weiterer Vorschlag zur Berechnung eines synergetischen Immissionsindex wurde von von Borries unterbreitet¹⁾.

3.2.3.4 Empirische Ermittlung von Einzelindizes für ein Gebiet

Die folgende Berechnung von Immissionsindizes für den Schadstoff SO₂ stützt sich auf Daten, die im Rahmen der lufthygienisch-meteorologischen Modelluntersuchung in der Region Untermain er-

1) Vgl. Dietrich F. von Borries, a.a.O., S.57 f.

hoben wurden¹⁾. Für die Zeit vom 1.4.71 bis zum 31.3.73 wurde an 26 ausgewählten Meßstellen in der Region Untermain monatlich jeweils eine Messung durchgeführt.

Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Zeitpunkte, an denen die Messung vorgenommen wurde und um die Meßwerte von tageszeitlichen Einflüssen zu bereinigen, gehen in die anschließende Untersuchung nicht die monatlichen, sondern die vierteljährlichen Durchschnittswerte ein²⁾.

Im folgenden sollen nun analytische, nominale und gleichgewichtete Indizes berechnet werden. Auf die Ableitung normativer Indizes wurde verzichtet, da zum Beispiel ein Delphi-Test im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich ist.

Um analytische Indizes berechnen zu können aber auch, um die Struktur der Reihen zu analysieren, mußten die Meßergebnisse für den Schadstoff SO_2 zunächst einer Hauptkomponentenanalyse³⁾ unterzogen werden. Die Schätzung der Kommunalitäten wurde damit überflüssig. Stattdessen wurden alle Kommunalitäten=1 gesetzt. Sinnvoll ist dieses Vorgehen, weil es zum einen an Kriterien zur Schätzung der Kommunalitäten in diesem Anwendungsfall fehlt und zum anderen, weil eine iterative Schätzung der Kommunalitäten nicht möglich war, da sich für die Determinante der Korrelationsmatrix auf Grund hoher Korrelationen zwischen den Variablen im Rahmen der Rechengenauigkeit der Wert 0 ergibt. Extrahiert wurden 7 Faktoren, die zusammen 99,9 % der Gesamtvarianz erklären. Im Anschluß an die Faktorenextraktion wurden sowohl die unrotierten wie die varimax-rotierten Faktorladungen berechnet. Wie lassen sich nun die extrahierten Faktoren und ihre Faktorladungen interpretieren? Der 1. Faktor, der bereits 71,2

1) Siehe hierzu, Regionale Planungsgemeinschaft Untermain, Luftthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain, Anhang zum 5. Arbeitsbericht, Frankfurt am Main, 1973.

2) Die Meßwerte sind dem Anhang 4 zu entnehmen.

3) Zu den Ergebnissen siehe Anhang 4.

der Gesamtvarianz erklärt, scheint ein allgemeines Konstrukt für die Verschmutzung durch den Schadstoff SO_2 zu sein bzw. der Faktor, der die gemeinsame Struktur, die allen 26 Zeitreihen zugrunde liegt, erklärt. Erhärtet wird diese Vermutung durch die hohen positiven unrotierten Faktorladungen, die nahezu alle Variablen auf den 1. Faktor aufweisen.

Geringe Faktorladungen für den ersten Faktor sind bei den Variablen 14 (0,58394, 18 (0,71544) und 26 (0,64142) anzutreffen. Gerade der Verlauf dieser Zeitreihen ist aber vergleichsweise untypisch. So liegen die Maxima der Reihen 18 und 26 im Quartal 4/71, während die aller anderen Reihen mit Ausnahme von Variable 15 im Quartal 1/72 liegen. Variable 14 weicht in ihrem ganzen Verlauf sehr stark von der Struktur aller anderen Reihen ab. So fällt sie von Quartal 3/71 auf 4/71 stark ab, während für den gleichen Zeitraum alle anderen Reihen mit Ausnahme von Reihe 13 hier einen starken Anstieg aufweisen. Ebenso fällt sie völlig untypisch im Vergleich zu anderen Reihen von Quartal 4/72 auf Quartal 1/73 plötzlich stark ab. Bestimmt also der erste Faktor die gemeinsame Struktur aller Reihen, so liegt die Vermutung nahe, daß die restlichen 6 Faktoren jeweils Sonderbewegungen einzelner Reihen kennzeichnen. Dies ist in der Tat der Fall. Negativ hohe Faktorladungen auf den Faktor 2 zum Beispiel weisen solche Reihen auf, die von 3/71 auf 4/71 abfallen oder lediglich ganz schwach ansteigen und in 1/73 sehr niedrige Werte aufweisen. Auf den Faktor 3 sind Reihen mit Maxima in 4/71 positiv hoch geladen. Reihen mit Extrema in 1/72 und 4/72 sind gekennzeichnet von hohen positiven Faktorladungen auf den Faktor 4. Negativ geladen in Faktor 5 sind Reihen mit Minima in 3/71. Hohe Faktorladungen auf Faktor 6 besitzen Reihen mit Maxima in 1/72 und 1/73. Bei Faktor 7 handelt es sich um einen variablenspezifischen Faktor von Reihe 14, da nur diese Reihe auf diesen Faktor hoch lädt. Insgesamt spricht die Interpretation der Faktorenanalyse dafür, daß es sich bei Faktor 1 um den gemeinsamen Faktor aller Reihen, der die allgemeine von variablenspezifischen Einflüssen bereinigte Struktur der Verschmutzung mit SO_2 widerspiegelt, bei den Faktoren 2 bis 6 um variablenspezifische Faktoren einzelner Reihen und bei Faktor 7 um einen variablenspezifischen Faktor von Reihe 14 handelt. Über die

Ursachen der unterschiedlichen Struktur der einzelnen Reihen lässt sich nur spekulieren. Beruhen könnten sie aber unter anderem auf systematischen Meßfehlern, Verzerrungen durch den tageszeitlichen Einfluß und ganz sicher auf der unterschiedlichen geographischen Lage der Meßstellen.

Nach diesem Exkurs kann nun die Berechnung der Indizes erfolgen. Für die meisten dieser Indizes wurde die Aggregatform gewählt.

$$I_F^{AF} = \frac{\sum_{i=1}^{26} g_i \cdot x_i^t}{\sum_{i=1}^{26} g_i \cdot x_i^o} ; \sum g_i = 1.$$

Für den Index mit Gleichgewichtung ergeben sich dann folgende Werte:

Tabelle 7: Index mit Gleichgewichtung

Periode	$\sum_{i=1}^{26} g_i \cdot x_i^t$	$I_{F/gleich}^{AF}$
2/71	0,0545385	1
3/71	0,0505763	0,9273614
4/71	0,0970000	1,7785601
1/72	0,1326154	2,4315924
2/72	0,0372308	0,6826517
3/72	0,0352692	0,6466844
4/72	0,0932308	1,7094493
1/73	0,1169231	2,1438635

Zur Berechnung des nominalen Index wurde das Untersuchungsgebiet in 1037 jeweils ein km² große Quadrate aufgeteilt. Jede Reihe wurde jetzt mit der Anzahl der von ihr repräsentierten Quadrate gewichtet¹⁾. Die Flächenanteile f_i der einzelnen Reihen sind der folgenden Tabelle zu entnehmen.

Tabelle 8: Absolute Flächenanteile

f_1	f_2	f_3	f_4	f_5	f_6	f_7	f_8	f_9	f_{10}	f_{11}	f_{12}	f_{13}
52	84	65	57	28	33	16	6	7	65	71	60	68
f_{14}	f_{15}	f_{16}	f_{17}	f_{18}	f_{19}	f_{20}	f_{21}	f_{22}	f_{23}	f_{24}	f_{25}	f_{26}
16	9	8	30	12	9	10	31	36	84	45	96	38

Die Gewichte g_i ergeben sich dann aus der Formel

$$g_i = \frac{f_i}{\sum_{i=1}^{26} f_i}.$$

Für den Index ergeben sich die folgenden Werte:

Tabelle 9: Nominaler Index

Periode	$\sum_{i=1}^{26} g_i \cdot x_i^t$	$I_{F/nominal}^{AF}$
2/71	0,0520675	1
3/71	0,0446905	0,8583185
4/71	0,0870964	1,6727594
1/72	0,1230714	2,3636894
2/72	0,0314870	0,6047342
3/72	0,0335747	0,6448305
4/72	0,0876046	1,6825198
1/73	0,1036133	1,9899803

1) Eine weitere Möglichkeit wäre die Gewichtung mit der Einwohnerzahl. In diesem Fall ließen sich für Basis und Bezugsperiode aber nicht mehr die gleichen Gewichte benutzen.

Analytische Indizes lassen sich auf zwei verschiedenen Wegen entwickeln. Beim ersten Ansatz werden die Gewichte aus den Faktorladungen abgeleitet, beim zweiten Ansatz werden die Faktorwerte bereits als Indizes angesehen.

Soll zunächst der erste Ansatz durchgeführt werden, so stellt sich die Frage, ob rotierte oder unrotierte Faktorladungen benutzt werden und auf Grundlage welches Faktors oder welcher Faktoren der Index berechnet werden soll. Durchaus gerechtfertigt erscheint es, den Index in bezug auf den ersten Faktor zu berechnen, da dieser Faktor, wie die Interpretation der Faktorenanalyse ergab, der gemeinsame Hauptfaktor aller Reihen ist und deren gemeinsame Struktur widerspiegelt. Die Gewichtung der einzelnen Reihen richtet sich dann danach, inwieweit sie mit der gemeinsamen Struktur korreliert. Dieses Vorgehen führt dazu, daß Reihen mit stark abweichender Struktur auch mit vergleichsweise geringeren Gewichten in den Index eingehen. Ist dieses Vorgehen inhaltlich gerechtfertigt? Selbstverständlich nur dann, wenn davon ausgegangen wird, daß der 1. Faktor wirklich unserem gesuchten Konstrukt entspricht, was vorausgesetzt wurde, und von diesem Konstrukt Meßfehler sowie tageszeitliche und geographische Einflüsse nicht erfaßt werden sollen. Sollen diese Einflüsse ebenfalls berücksichtigt werden, so ist die Berechnung eines Index über alle 7 Faktoren notwendig.

Sollen die Gewichte aber mit Hilfe der rotierten oder unrotierten Faktorladungen berechnet werden? Wird der 1. Faktor als Hauptfaktor angesehen, so entsprechen die unrotierten Faktorladungen den Korrelationskoeffizienten der einzelnen Reihen mit dem 1. Faktor und damit dem Konstrukt. Für die rotierten Faktorladungen gilt das aber nicht mehr, da die Rotation ja in Abhängigkeit anderer Faktoren vorgenommen wird. Das würde in diesem konkreten Anwendungsfall dazu führen, daß Reihe 14 bei Anwendung unrotierter Faktorladungen das geringste Gewicht und bei Anwendung rotierter Faktorladungen die höchste Gewichtung zukommen würde, obwohl gerade sie von der gemeinsamen Struktur am stärksten abweicht. Sinnvoll ist folglich nur die Anwendung unrotierter Faktorladungen. Zum Vergleich soll der Index aber auch mit rotierten Faktorladungen berechnet werden.

Für den Index in bezug auf den ersten Faktor ergibt sich dann die folgende Formel:

$$I_{F/Fa_1}^{AF} = \frac{\sum_{i=1}^{26} g_i x_i^t}{\sum_{i=1}^{26} g_i x_i^o} ; g_i = \frac{a_{i_1}}{\sum_{i=1}^{26} a_{i_1}} ,$$

a_{i_1} = Faktorladung des ersten Faktors von Reihe i

$I_{Fa_1/unrot.}^{AF}$ = Index auf der Grundlage unrotierter Faktorladungen

$I_{Fa_1/rot.}^{AF}$ = Index auf der Grundlage rotierter Faktorladungen.

Der Index für den ersten Faktor mit unrotierten Faktorladungen als Gewichten nimmt die folgenden Werte ein.

Tabelle 10: Analytische Indizes

Periode	$\sum_{i=1}^{26} g_i/unrot. x_i^t$	$I_{Fa_1/unrot.}^{AF}$	$\sum_{i=1}^{26} g_i/rot. x_i^t$	$I_{Fa_1/rot.}^{AF}$
2/71	0,0542434	1	0,0538857	1
3/71	0,0502804	0,9269404	0,0543441	1,0196416
4/71	0,0960500	1,7707223	0,0854803	1,5863262
1/72	0,1331331	2,4543649	0,1431507	2,6565619
2/72	0,0362771	0,6687837	0,0424358	0,7875150
3/72	0,0350707	0,6465420	0,0355575	0,6598689
4/72	0,0933361	1,7206904	0,0917408	1,7025073
1/73	0,1168297	2,1538049	0,1032397	1,9159016

Die Interpretation der Faktorenanalyse ergab zwar die eindeutige Existenz eines gemeinsamen Hauptfaktors aller Variablen, der auch den größten Teil der Gesamtvarianz erklärt, gleichzeitig aber auch, daß sich in den Faktoren 2-7 Abweichungen der Zeitreihen von der gemeinsamen Hauptstruktur widerspiegeln. Soweit diese Abweichungen auf sachlogischen Gründen, wie einer unterschiedlichen geographischen Lage, beruhen, ist die Berücksichtigung dieser Dimension sinnvoll. Formal bieten sich hierfür zwei Wege an, einmal über die Berechnung von Faktorenwerten und zum anderen über Fak-

torladungen. Wird der Ansatz über Faktorladungen gewählt, so werden zunächst Indizes in Abhängigkeit der 7 Faktoren bestimmt und im Anschluß hieran wird aus den 7 Subindizes der neue gesuchte Index berechnet. Die einzelnen Subindizes werden dabei jeweils mit dem Anteil der von ihrem Faktor erklärten Gesamtvarianz gewichtet. Formal ergibt sich also

$$I_{Fa}^{AF} = \sum_{j=1}^7 s_j I_{Fa_j}^{AF} = \frac{\sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^{26} s_j g_i x_i^t}{\sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^{26} s_j g_i x_i^o} ; s_j = \frac{v_j}{\sum_{j=1}^7 v_j}$$

v_j = Erklärte Varianz von Faktor j

Für die Indizes auf der Basis rotierter und unrotierter Faktorladungen ergeben sich dann die aus der folgenden Tabelle zu entnehmenden Werte. Der rotierte Index ähnelt in seiner Verlaufsstruktur den bisher berechneten Indizes. Für den unrotierten Index gilt das nicht. Auf Grund der negativen Werte erscheint der Verlauf inkonstant und die Interpretation der Werte fast unmöglich.

Tabelle 11: Analytische Indizes in Abhängigkeit von mehreren Faktoren

Periode	$\sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^{26} s_j g_i / \text{unrot. } x_i^t$	$I_{Fa}^{AF} / \text{unrot.}$	$\sum_{j=1}^7 \sum_{i=1}^{26} s_j g_i / \text{rot. } x_i^t$	$I_{Fa}^{AF} / \text{rot.}$
2/71	-0,1762866	1	0,0440858	1
3/71	0,1340150	-0,7602101	0,0411367	0,9331054
4/71	0,7127200	-4,0429618	0,0865197	1,9625299
1/72	-0,2032944	1,1532039	0,1373630	3,1158105
2/72	-0,1637959	0,9291455	0,0297615	0,6750813
3/72	-0,0387867	0,2200207	0,0368667	0,8362488
4/72	0,0166603	0,0345069	0,0835346	1,8948187
1/73	0,6525169	-3,7014549	0,1096022	2,4861112

Eine weitere Möglichkeit, analytische Indizes zu konstruieren, bildet die Berechnung von Faktorenwerten. Theoretisch ist gerade dies im Fall der Hauptkomponentenanalyse einfach. Notwendig hierfür ist lediglich die Existenz der Inversen A^{-1} der Faktorladungen. Gerade sie läßt sich aber auf Grund der hohen Korrelationen zwi-

schen den einzelnen Reihen und der daraus folgenden Konsequenz, daß bereits 7 Faktoren 99,9 % der Gesamtvarianz erklären, nicht berechnen. Schätzen lassen sich die Faktorenwerte allerdings aus der reduzierten (26x7) Matrix der Faktorladungen über die vorausgehende Berechnung von Faktorwertkoeffizienten.

Tabelle 12: Faktorenwerte

Periode	unrotierter Faktorenwert	rotierter Faktorenwert
2/71	- 0,577679	- 0,816724
3/71	- 0,697114	0,272618
4/71	0,469959	- 0,620948
1/72	1,563811	2,281164
2/72	- 1,051037	0,070339
3/72	- 1,118944	- 0,748020
4/72	0,421097	- 0,153012
1/73	0,989907	- 0,285417

Die Interpretation der Faktorenwerte fällt schwer. Sinnvoll vergleichen lassen sich nur die Entwicklungen dieser Werte. Der unrotierte Faktorenwert entspricht dabei in seiner Entwicklung in etwa den berechneten Indizes. Die rotierten Faktorenwerte erlauben dagegen keine sinnvolle Interpretation. Eine Einbeziehung der 7 Faktoren in einen Index der Faktorenwerte läßt sich ebenfalls leicht bewerkstelligen. Berechnet wird der rotierte wie der unrotierte Index jeweils aus den entsprechenden mit ihrem Anteil an der Gesamtvarianz gewichteten Faktorenwerten. Für die Gesamtindizes ergeben sich dann die folgenden der Tabelle 13 zu entnehmenden Ergebnisse.

Tabelle 13: Faktorenwertindizes

Periode	$\sum_{i=1}^7 FW_{it}/rot.$	$IFW_{it}/rot.$	$\sum_{i=1}^7 FW_{it}/unrot.$	$IFW_{it}/unrot.$
2/71	- 0,63160	1	- 0,47120	1
3/71	0,06834	- 0,10820	- 0,51104	1,08455
4/71	- 0,30921	0,48958	0,64888	- 1,37708
1/72	1,66907	- 2,64261	0,90881	- 1,92871
2/72	- 0,16559	0,26217	- 0,79062	1,67789
3/72	- 0,62965	0,99691	- 0,83763	1,77765
4/72	- 0,06341	0,10039	0,30945	- 0,65673
1/73	- 0,46088	0,72970	0,74334	- 1,57755

FW_{it} = Faktorenwert i zum Zeitpunkt t

Auch hier fällt lediglich die Interpretation der unrotierten Faktorenwerte und der daraus gebildeten Indizes leicht. Sie weisen einen ähnlichen Verlauf, wenn auch mit unterschiedlichen Steigungen, wie der Rest der Indizes auf. Für die rotierten Faktorenwerte und deren Indizes gilt das wiederum nicht. Ihre Entwicklung weist Sprünge auf, die sich formal - aber nicht mehr inhaltlich - erklären lassen. Die Berechnung von auf Faktorenwerten beruhenden Indizes scheint damit ein nicht sehr geeignetes Verfahren der Indexbildung zu sein. Das beruht sowohl auf Problemen der exakten statistischen Schätzung wie auch der nur sehr schwierigen Interpretation der Faktorenwerte, aber nicht zuletzt auch auf dem relativ großen Aufwand, den die Berechnung erfordert.

Welche Schlüsse lassen sich nun aus einem Vergleich der Indizes ziehen? Zunächst lassen sich zwei Gruppen von Indizes bilden. Zur ersten Gruppe zählen der Index der Gleichgewichtung, der nominale Index, die analytischen Indizes auf den 1. Faktor der rotierten und unrotierten Faktorladungen sowie der Index der rotierten Faktorladungen der sieben extrahierten Faktoren, zur zweiten Gruppe sämtliche Indizes der Faktorenwerte sowie der Index der unrotierten Faktorladungen aller extrahierten Faktoren.

Die Indizes der ersten Gruppe verlaufen sehr ähnlich, unterscheiden sich aber doch erkennbar in ihren Wendepunkten. Einen fast identischen Verlauf weisen der Index auf den 1. Faktor der unrotierten Faktorladungen und der gleichgewichtete Index auf. Das erstaunt nicht weiter, da die Standardabweichung der Gewichte sehr gering ist und sich folglich nur geringe Unterschiede zum Index mit Gleichgewichtung ergeben können. Fast parallel zu diesen beiden Indizes mit allerdings etwas niedrigeren Indexwerten liegt der nominale Index. Auch das verwundert kaum, werden doch die Meßwerte der Meßstationen in den weniger belasteten Randgebieten jetzt stärker gewichtet. Interessant ist der Verlauf des Index auf den 1. Faktor mit den rotierten Faktorladungen als Gewichten. Im Gegensatz zu allen anderen Indizes steigt er von 2/71 auf 3/71 stark an, verläuft, abgesehen von stärker ausgeprägten Amplituden, ansonsten aber wie der Rest der Indizes. Ursache hierfür ist unter anderem Reihe 14, der plötzlich auf Grund der Rotation, obwohl sie sich in ihrem Verlauf von den anderen Reihen sehr unterscheidet, das größte Gewicht zukommt. Formal exakt führt das aber zu einer inhaltlich nicht vertretbaren Dominanz dieser und einiger anderer Reihen. In seinem Verlauf ähnlich, gegenüber Extrema aber sensibler, erweist sich der Index der rotierten Faktorladungen auf die Faktoren 1-7; die Einbeziehung zusätzlicher Faktoren führte zur zusätzlichen Erfassung von Sonderbewegungen einzelner Reihen und damit zu einem insgesamt ausgeprägterem Verlauf.

Von den restlichen Indizes weisen die beiden Indizes der unrotierten Faktorenwerte einen ähnlichen Verlauf wie die bisher besprochenen Indizes auf. Zu sinnlosen Ergebnissen führt hingegen der Rest.

Die Ergebnisse scheinen ernüchternd. Trotzdem lassen sich daraus einige Folgerungen ziehen:

- Die Faktorenanalyse ist ein geeignetes Verfahren, um zu überprüfen, ob die in den Index eingehenden Indikatoren alle die gleiche Dimension messen.
- Messen alle Indikatoren die gleiche Dimension, so müssen sich für den analytischen wie für den gleichgewichteten Index ähnliche Werte ergeben.

- Auf Faktorladungen beruhende Indizes für den 1. Faktor sollten immer auf unrotierten Faktorladungen beruhen, da die rotierten Faktorladungen zu von Ausreißern hervorgerufenen Verzerrungen führen können.
- Auf Faktorladungen beruhende Indizes, die mehrere oder alle Faktoren miteinbeziehen, sollten mit Hilfe der rotierten Faktorladungen berechnet werden. Sinnvolle Ergebnisse lassen sich nur erzielen, wenn die Faktorladungen fast ausnahmslos positiv hoch laden. Vor der Berechnung ist jeweils zu überprüfen, ob die Einbeziehung weiterer Faktoren inhaltlich gerechtfertigt ist.
- Auf die Berechnung von auf Faktorenwerten beruhenden Indizes sollte wegen den damit verbundenen Schätzungenauigkeiten und Interpretationsschwierigkeiten verzichtet werden.

3.2.3.5 Empirische Berechnung eines Gruppenindex

Ausgangspunkt waren in Form von Monatsmittelwerten veröffentlichte Meßergebnisse des Umweltbundesamtes¹⁾ (Meßstation Gelsenkirchen) der Schadstoffe Staub²⁾, SO₂³⁾, Blei⁴⁾ und NO₂⁵⁾ für die Jahre 72-75. Da nur diese vier Indikatoren erhoben wurden, entfiel zwangsläufig das Auswahlproblem. Die Meßwerte wurden zunächst sowohl mit der z-Standardisierung, der Standardisierung mit Verhältnissbildung⁶⁾ und mit Normierungsfunktionen⁷⁾ standardisiert. Unter

1) Siehe hierzu, Umweltbundesamt, Materialien, a.a.O.

2) Quelle, ebenda, S.79.

3) Quelle, ebenda, S.99.

4) Quelle, ebenda, S.108.

5) Quelle, ebenda, S.115.

6) Als Standards wurden die im Umweltgutachten 1974 des Sachverständigenrates für Umweltfragen angegebenen Langzeitstandards gewählt.

Staub 0,1 mg/m³

SO₂ 0,14 mg/m³

Blei 0,0015 mg/m³

NO₂ 0,1 mg/m³

Siehe hierzu, Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, a.a.O., S.16 f.

7) Als Normierungsfunktionen dienten die empirischen Verteilungsfunktionen.

Verwendung eines Mittelwertindex mit Gleichgewichtung wurde für jedes Standardisierungsverfahren ein Index bestimmt (siehe Schaubild VII). Für den Index auf der Basis z-standardisierter Daten wurden zudem analytische Gewichte berechnet. Bei der hierfür durchgeführten Hauptkomponentenanalyse ergaben sich die folgenden Ergebnisse.

Tabelle 14: Matrix der Korrelationskoeffizienten

	Staub	SO ²	Blei	NO ²
Staub	1	0,54330	0,70904	0,29218
SO ²		1,00000	0,54281	-0,19197
Blei			1,00000	0,06601
NO ²				1,00000

Tabelle 15: Eigenwerte der Faktoren

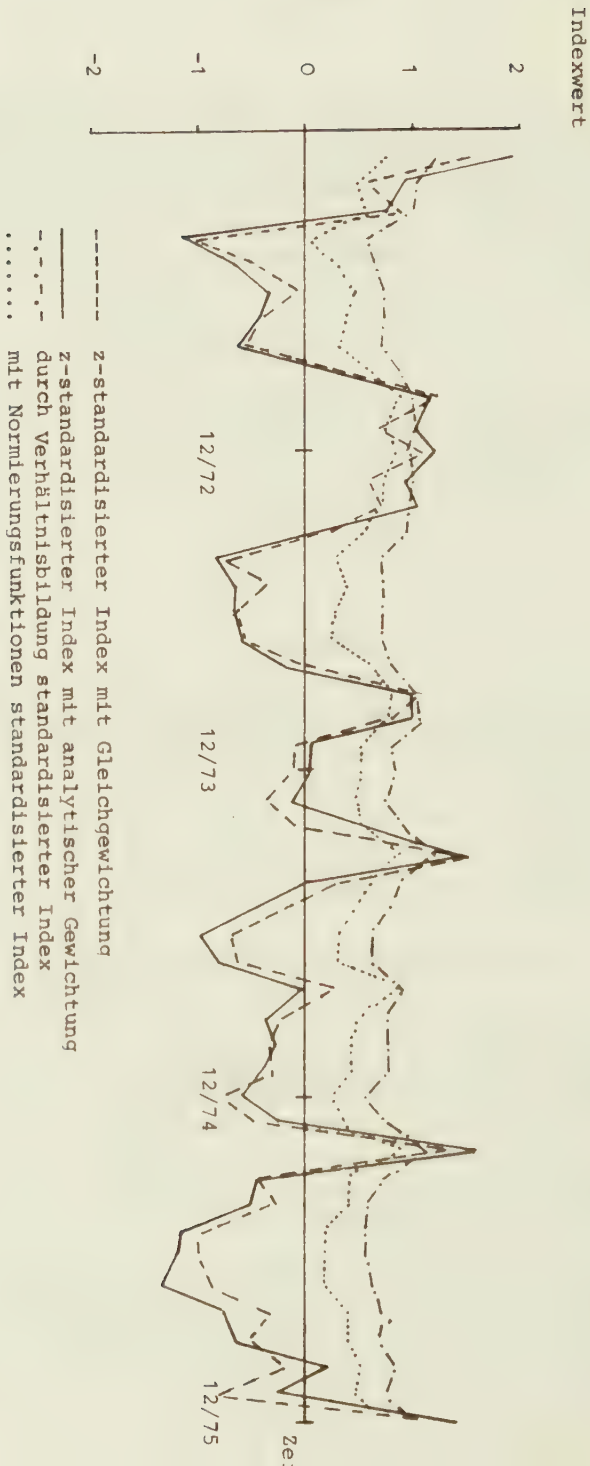
Faktor	Eigenwert	Anteil der erklärten Gesamtvarianz in %
1	2,21094	55,3
2	1,15546	28,9
3	0,40109	10,0
4	0,23252	5,8

Tabelle 16: Unrotierte Matrix der Faktorenladungen

	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
Staub	0,89940	0,23357	-0,01148	-0,36931
SO ²	0,77658	-0,42651	0,44310	0,13663
Blei	0,88248	-0,01695	-0,40924	0,23124
NO ²	0,14200	0,95849	0,19273	0,15488

Die Indikatoren Staub, SO² und Blei werden von Faktor 1 und der Indikator NO² von Faktor 2 erklärt. Auch wenn Faktor 1 nicht der gemeinsame Faktor aller Variablen ist, so läßt er sich doch als der für Veränderungen der Umweltbelastungen verantwortliche Faktor in-

Schaubild VII: Verlauf von Gruppenindizes



interpretieren, da die Indikatoren Staub, SO^2 und Blei im Zeitablauf große Schwankungen aufweisen. Für den Indikator NO^2 gilt das jedoch nicht. Unabhängig von seinem Niveau ist er daher für Veränderungen des Niveaus der Umweltverschmutzung nicht verantwortlich und geht damit konsequenterweise mit einem geringeren Gewicht in den Index ein.

Der Vergleich aller vier Indizes untereinander zeigt, daß sie unabhängig von dem gewählten Standardisierungsverfahren in ihrer Grundstruktur (Anstieg und Abfall des Indexwertes) ähnlich verlaufen. Die Ausschläge der auf der z-Transformation beruhenden Indizes sind allerdings deutlich stärker als die des verhältnisstandardisierten Index und des mit der Normierungsfunktion standardisierten Index. Nahezu unerheblich sind die Unterschiede zwischen dem z-transformierten Index mit Gleichgewichtung. Die Ausschläge treten bei dem analytischen Index noch deutlicher hervor; er reagiert also insgesamt sensibler. Unterschiedliche Indexverläufe beruhen also weniger auf einer unterschiedlichen Gewichtungsstruktur als vielmehr auf unterschiedlichen Standardisierungsverfahren. Dieser Sachverhalt wird indessen vielfach völlig unterschätzt, wird in der Literatur doch vielfach die Ansicht vertreten, daß das Gewichtungsproblem das größte Problem bei der Konstruktion von Indizes ist.

3.2.3.6 Verteilungsstrukturen von Immissionsindikatoren

Wie an anderer Stelle erwähnt, ist der Prozeß der Indexbildung mit einem Informationsverlust verbunden, da unterschiedliche Indikatorverteilungen dem gleichen Indexwert zugeordnet werden können. Selbst unter der Annahme der Äquivalenz dieser unterschiedlichen Indikatorkombinationen, weisen diese bei gleichem Indexwert auf Strukturveränderungen hin, deren Kenntnis für die Anwendung umweltpolitischer Instrumente sehr wichtig sein kann. Solche Strukturveränderungen finden ihren Niederschlag in unterschiedlichen Indikatorprofilen, deren Ähnlichkeit sich mit dem Instrumentarium der Clusteranalyse¹⁾ erfassen läßt.

1) Im weiteren soll eine skizzenhafte Darstellung dieses Verfahrens gegeben werden, die sich auf die folgende Veröffentlichung stützt: Detlef Steinhausen, Klaus Langer, Clusteranalyse, Berlin 1977.

3.2.3.6.1 Ähnlichkeits- und Distanzmaße

Als Ähnlichkeitsmaß wird die folgende Funktion s ¹⁾

$$s := E \times E \rightarrow \mathbb{R}$$

mit den Meßvektoren $\vec{e}_i, \vec{e}_j \in E$ ²⁾

$$\vec{e}_i = (x_{i1}, \dots, x_{im})$$

$$\vec{e}_j = (x_{j1}, \dots, x_{jm})$$

den Ähnlichkeitswerten³⁾

$$s = s(e_i, e_j) = s_{ij} ; s_{ij} \in (s_{\min} \leq s_{ij} \leq s_{\max}) \in \mathbb{R}$$

und den Eigenschaften

$$s_{ij} \leq s_{\max}$$

$$s_{ij} = s_{ji}$$

$$s_{ii} = s_{\max}$$

definiert.

Ganz analog wird als Distanzmaß die Funktion d eingeführt, für die gilt:

$$d := E \times E \rightarrow \mathbb{R}_+$$

$$d = d(e_i, e_j) = d_{ij} ; d_{ij} \in \mathbb{R}_+$$

$$d_{ij} \geq 0$$

$$d_{ij} = d_{ji}$$

$$d_{ii} = 0 .$$

Die (n, n) -Matrix $D = (d_{ij})$ heißt Distanzmatrix. Vielfach wird gefordert, daß die Distanzmaße die Eigenschaften der

- Translationsinvarianz (Addition einer Konstanten zu jedem Element führt zu keiner Veränderung der Distanzmatrix)
und der

- Skaleninvarianz (Multiplikation mit einer positiven reellen Zahl führt zu keiner Veränderung der Distanzmatrix)

besitzen. Berechnen lassen sich Distanzmaße auf der Basis von

1) Vgl. ebenda, S.51 f.

2) Für die Meßvektoren wird Intervallskalierung unterstellt.

3) Der Wertebereich der Funktion s wird häufig auf das abgeschlossene Intervall $(-1 \leq s_{ij} \leq 1)$ normiert.

Produkten (der Korrelationskoeffizient als Maß für den Grad der Linearität) und auf der Basis von Differenzen (Distanzmaße als Maß für den Grad der Ähnlichkeit). Aus dieser zweiten Gruppe sind für praktische Anwendungen die L_r -Distanzen¹⁾ am bedeutendsten. Sie sind wie folgt definiert

$$d_r(x_i, x_j) = d_{ij} := \|x_i - x_j\|_r := \left(\sum_{l=1}^m |x_{ie} - x_{je}|^r \right)^{1/r}$$

und besitzen die Eigenschaft der Translationsinvarianz, nicht jedoch die der Skaleninvarianz²⁾. Für $r=2$ und $r=1$ ergeben sich als Spezialfälle der L_r -Distanzen der euklidische Abstand und der absolute Abstand. Werte von $r < 1$ führen zu einer Überbetonung kleiner Differenzen und solche von $r > 1$ zu einer Überbewertung großer Differenzen. Keine Verzerrungen treten bei $r=1$ auf.

Ein Vergleich der Ähnlichkeit mehrerer Indikatorprofile erfordert normierte Ähnlichkeitswerte. Eine solche Normierung auf das Intervall $(-1 < \bar{A} < 1)$ liefert die folgende Formel

$$\bar{A} = \frac{0,5d_{\max} - d_{ij}}{0,5d_{\max}} \quad ; \quad d_{\max} = \sum_{i=1}^m x_{\max,i} - x_{\min,i} .$$

3.2.3.6.2 Berechnung von Profilclustern (gruppenspezifischen Indikatorprofilen)

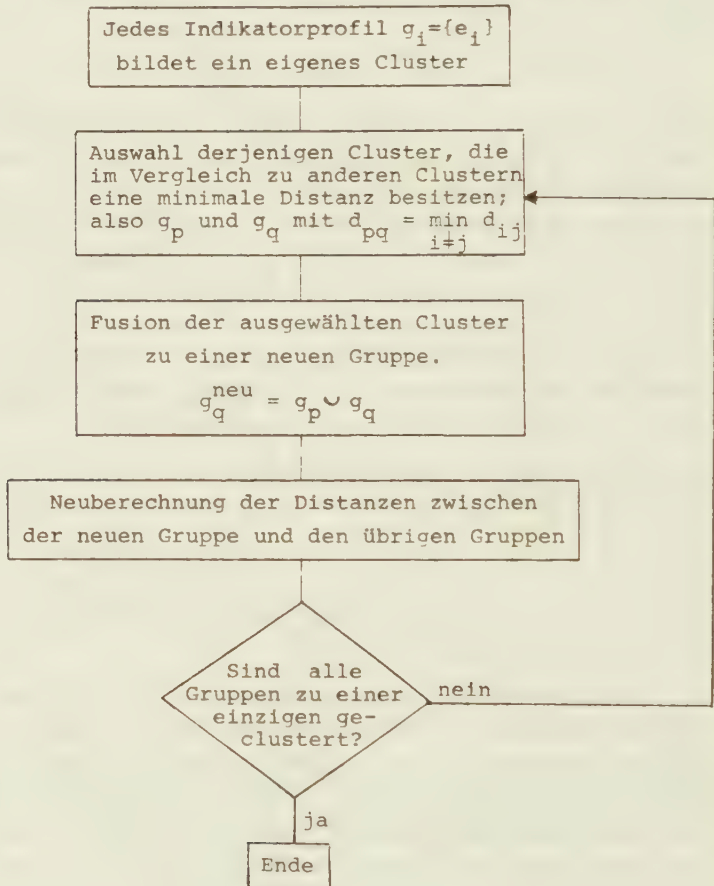
Den Ausgangspunkt für die Berechnung der Profilcluster bildet die Distanzmatrix D . Hieran schließt sich die Wahl des Clusteranalysealgorithmus an. Zu unterscheiden ist zwischen nichthierarchischen und hierarchischen und hier wiederum zwischen divisiven und agglomerativen Methoden. Da im folgenden nur agglomerative Verfahren Anwendung finden, soll die folgende Darstellung der

1) Vgl. ebenda, S.61.

2) Vgl. ebenda, S.58.

Vorgehensweise sich auf sie beschränken. Im Laufe des Gruppierungsprozesses sind die folgenden Schritte¹⁾ durchzuführen.

Schaubild VIII: Ablaufdiagramm der Clusteranalyse



1) Vgl. ebenda, S.75.

Die einzelnen agglomerativen Verfahren unterscheiden sich untereinander lediglich in Schritt 4, also in der Form, wie die Distanz zwischen der neuen Gruppe und den übrigen Gruppen bestimmt wird. Allgemein wird diese Distanz über die Rekursionsformel¹⁾

$$d_{qi}^{neu} = \alpha_p d_{pi} + \alpha_q d_{qi} + \beta d_{pq} + \gamma |d_{pi} - d_{qi}|$$

berechnet.

Die Verfahren divergieren in der Wahl der Parameter α_p , α_q , β und γ . Für die drei sehr häufig angewandten Verfahren Single Linkage, Complete Linkage und Average Linkage gilt für die Parameter²⁾.

Verfahren	α_p	α_q	β	γ	Distanz
Single Linkage	1/2	1/2	0	-1/2	$\min (d_{pi}, d_{qi})$
Complete Linkage	1/2	1/2	0	1/2	$\max (d_{pi}, d_{qi})$
Average Linkage	1/2	1/2	0	0	$1/2 (d_{pi} + d_{qi})$

Bei einem festen Distanzniveau wird aus zwei Gruppen jeweils eine neue gebildet, wenn beim Single Linkage zwischen je einem Element aus diesen beiden Gruppen der Distanzwert, beim Complete Linkage, wenn der größte Distanzwert zwischen zwei Elementen und beim Average Linkage, wenn der durchschnittliche Distanzwert aller Elemente kleiner gleich dem vorgegebenen Distanzniveau ist. Von diesen Verfahren wiederum führt das Average Linkage üblicherweise zu sehr homogenen Gruppen. Der gesamte Gruppenbildungsprozeß läßt sich an einem Dendrogramm ansehen. Aus ihm läßt sich auch zu einem vorgegebenen Distanzniveau die Clusteranzahl bestimmen. Die Profilclusteranalyse findet ihren Abschluß in der Bestimmung der Mittelwerte und Varianzen für jede Indikatorvariable jeder Gruppe und den sich daraus ergebenden gruppenspezifischen Indikatorprofilen.

1) Vgl. ebenda, S.76.

2) Vgl. ebenda, S.77.

3.2.3.6.3 Berechnung von gruppenspezifischen Indikatorprofilen

Die in Abschnitt 3.2.3.5 für die Indexberechnung benutzten Meßdaten sollen nun einer Profilclusteranalyse unterzogen werden. Als Standardisierungsverfahren wurde die z-Standardisierung, als Distanzmaß die L_r -Distanz mit $r=1$ und als Fusionierungsverfahren das Complete Linkage angewandt. Das Ergebnis ist auf dem folgenden Dendrogramm ersichtlich¹⁾. Bei einem Distanzniveau von 4,5422 lassen sich 7 Cluster bilden. Dieses Distanzniveau entspricht einem Ähnlichkeitswert von

$$K = \frac{8,2486 - 4,522}{8,2486} = 0,451758 .$$

Die Clusterprofile, ihre Mittelwerte und Varianzen sind den folgenden Schaubildern zu entnehmen. Recht deutlich kristallisieren sich zwei große und fünf kleine Gruppen heraus. In den einzelnen Gruppen dominierende Indikatoren zeichnen sich durch niedrige Standardabweichungen aus. Besteht aber nun ein Zusammenhang zwischen Indikatorprofilen und damit auch Indikatorverteilungen und den Werten des z-standardisierten Index mit Gleichgewichtung? In der Tat lassen sich, wie auch die Tabelle zeigt, enge Beziehungen nachweisen. Gleichzeitig zeigt sich aber, daß ähnliche Indexwerte durchaus unterschiedliche Indikatorprofile und damit auch unterschiedliche Indikatorverteilungen besitzen können. Die Zuordnung der Indexwerte zu typischen Indikatorprofilen liefert damit eine wichtige zusätzliche Information.

1) Rechts neben dem Dendrogramm steht die Distanzskala für das absolute Distanzniveau. ($0,6360E+01=0,636 \cdot 10^1$)

Tabelle 17: Verteilung der Indexwerte auf Cluster

Cluster Nr. Indexwert	1	2	3	4	5	6	7
$I_z > 1,2$	2		1				
$1,0 < I_z \leq 1,2$	1		1		1		
$0,8 < I_z \leq 1,0$			1				
$0,6 < I_z \leq 0,8$		3	3				
$0,4 < I_z \leq 0,6$							
$0,2 < I_z \leq 0,4$				2	1		
$0 < I_z \leq 0,2$							1
$-0,2 < I_z \leq 0$					2	1	5
$-0,4 < I_z \leq -0,2$						4	4
$-0,6 < I_z \leq -0,4$						4	2
$-0,8 < I_z \leq -0,6$						3	
$-1,0 < I_z \leq -0,8$						1	

Tabelle 18: Kennzahlen der Cluster

Indikator		Staub	SO ₂	Blei	NO ₂
Gruppe					
Gruppe 1	$\bar{x}$	1,1909	2,55516	1,67566	-0,405
	$\delta_{\bar{x}}$	0,6347	0,330554	0,512719	0,682849
Gruppe 2	$\bar{x}$	1,7634	0,4069667	0,8325667	-0,2388333
	$\delta_{\bar{x}}$	0,31138	0,7477947	0,4253105	0,207243
Gruppe 3	$\bar{x}$	1,19475	0,27336	1,57645	0,8689167
	$\delta_{\bar{x}}$	0,3269666	0,5612938	0,2017809	0,8687
Gruppe 4	$\bar{x}$	-0,043875	0,77565	0,0804	1,076625
	$\delta_{\bar{x}}$	0,837166	0,3350789	0,1288646	0,4133092
Gruppe 5	$\bar{x}$	1,2787	1,28625	-0,4651	1,5336
	$\delta_{\bar{x}}$	0,6985	0,70125	0,7687	0
Gruppe 6	$\bar{x}$	-0,757957	-0,91995	-0,97455	0,180507
	$\delta_{\bar{x}}$	0,3415406	0,4428788	0,376087146	0,745367
Gruppe 7	$\bar{x}$	-0,4876375	0,1801688	-0,1706938	-0,8239
	$\delta_{\bar{x}}$	0,4452391	0,2862405	0,4717708	0,6906708

Tabelle 19: Verteilung der Meßstellen auf die Cluster

Gruppe	Meßstellen
Gruppe 1	1,38,48
Gruppe 2	2,13,22
Gruppe 3	3,10,11,12,14,21
Gruppe 4	6,15,32,33
Gruppe 5	27,28
Gruppe 6	4,5,16,17,18,19,30,31,40,41,42,43,44,45
Gruppe 7	7,8,9,19,20,23,24,25,26,34,35,36,37,39,46,47

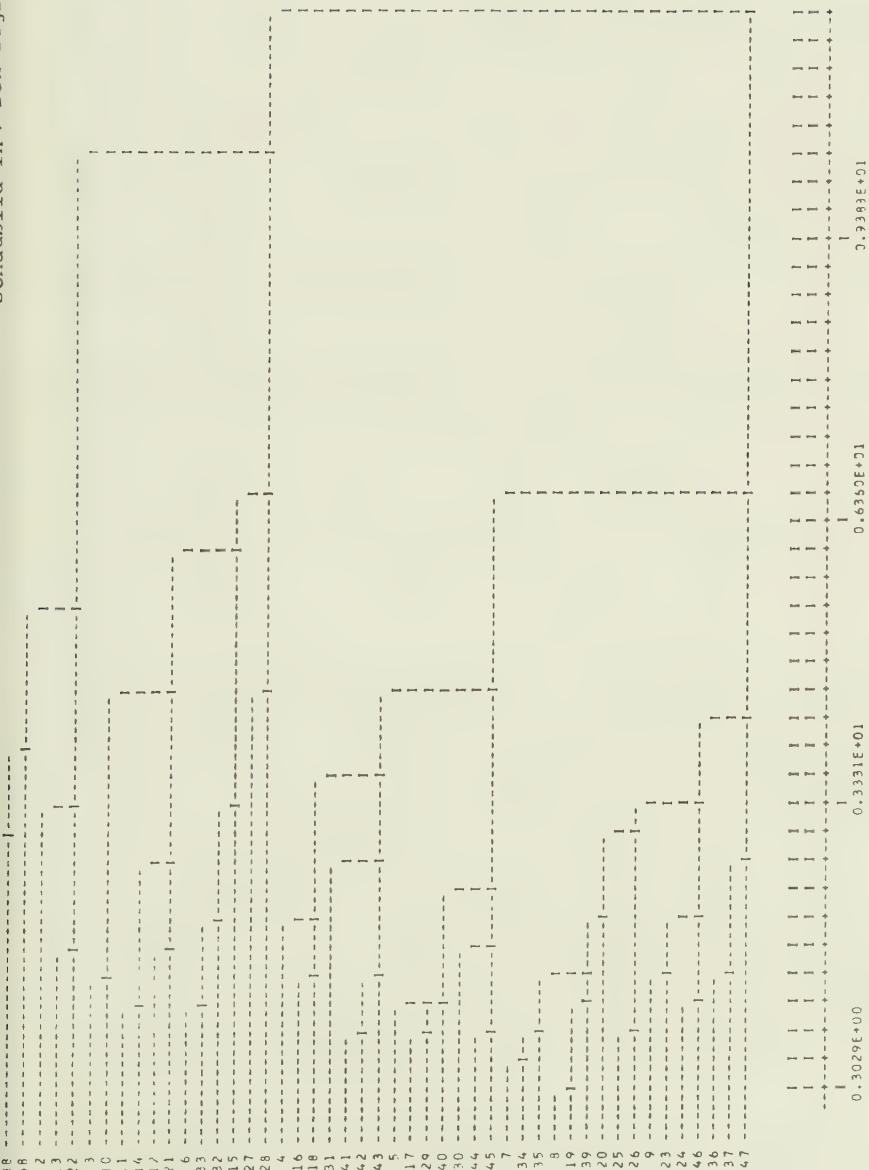
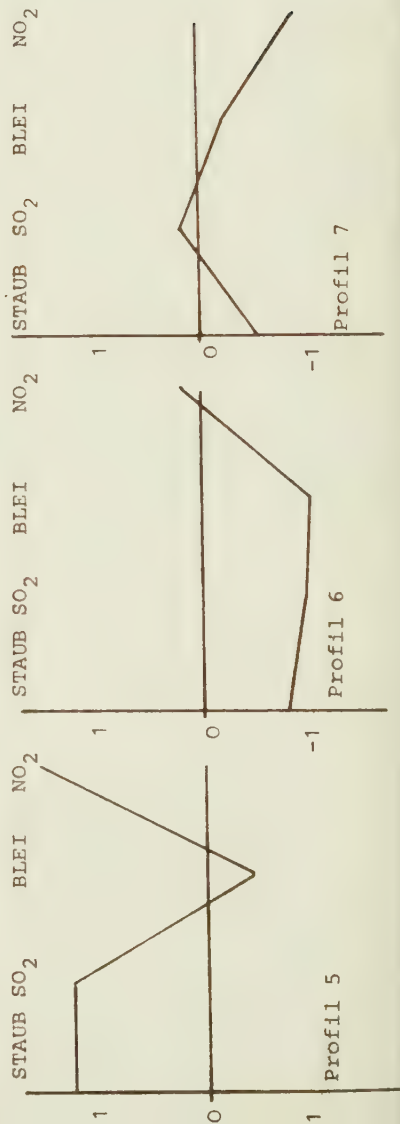
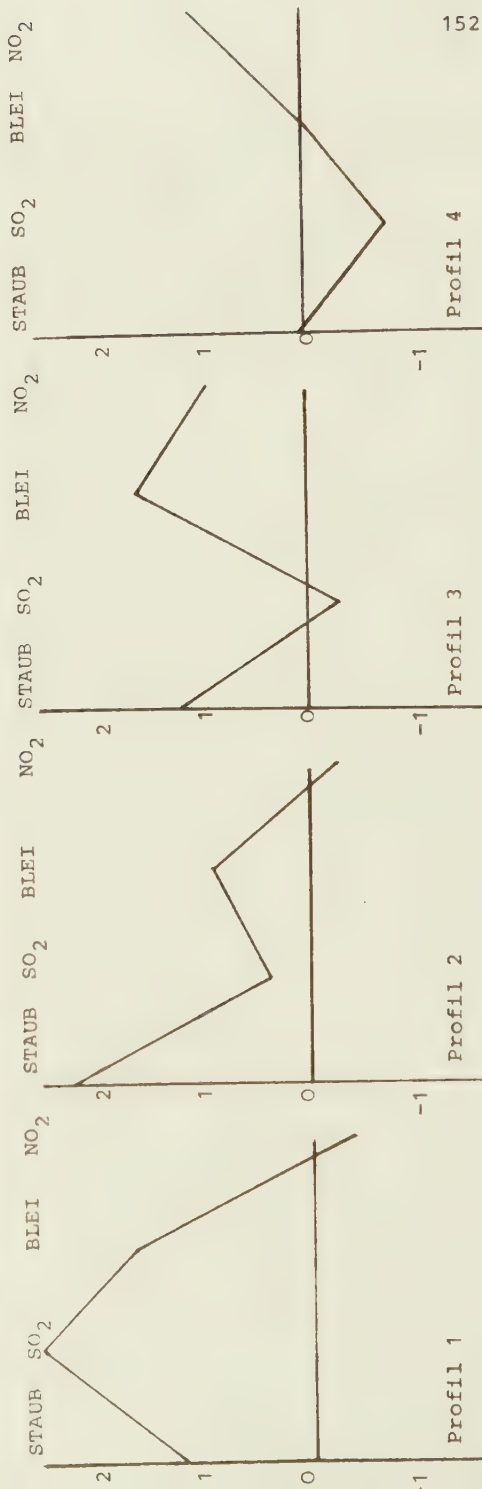


Schaubild X: Gruppenspezifische Indikatorprofile



3.2.4 Wirkungsindizes

Die Berechnung von Wirkungsindizes setzt zunächst die direkte oder indirekte Erfassung der Wirkungen der Umweltverschmutzung auf einzelne Akzeptoren voraus. Wie an anderer Stelle bereits dargelegt, ist die direkte Erfassung auf Grund der Zurechnungsschwierigkeiten - von Ausnahmen abgesehen - nahezu unmöglich. Auf fast unüberwindbare Schwierigkeiten stößt ebenso der Versuch der indirekten Erfassung, da die hierfür notwendigen Diffusions-, Schadens- und Nutzenfunktionen sich nicht ableiten lassen. Dieser fehlende Nachweis von Wirkungen muß aber noch nicht zu einem Verzicht auf die Berechnung von Wirkungsindizes führen; das insbesondere deshalb, weil sich vielfach kurz- und langfristige von Immissionen verursachte Schäden bei Überschreitung eines gewissen Schwellenwertes zumindest stark vermuten lassen. Es liegt also nahe, Wirkungsindizes mit Hilfe solcher von der Umweltpolitik ja auch bereits angewandter Emissions- und Immissionsstandards zu berechnen. Das Vorgehen entspricht damit fast dem der Bildung von Immissionsindizes auf der Grundlage von Immissionsstandards, unterscheidet sich von diesem allerdings in den folgenden Punkten:

- Bei den Standards muß es sich um Wirkungsstandards handeln.
- Die Indikatoren sind gegenseitig nicht unbeschränkt substituierbar.
- Die Indexfunktion ist überlinear homogen.

Als Indexfunktion muß folglich ein überlinearer multiplikativer Niveau- oder Meßzahlenindex gewählt werden. Die Gewichtung der Indikatoren erfolgt normativ über die Bestimmung der α , da eine analytische Gewichtung wegen der nichtlinearen Struktur des Index und eine nominale wegen des Fehlens einer eindeutigen Bezugsgröße nicht möglich ist. Für die Praxis am sinnvollsten, da mit dem geringsten Grad von Subjektivität behaftet, ist die Gleichgewichtung. Gegenwärtig befindet sich die Entwicklung von Wirkungsindizes noch in einem Anfangsstadium. Ob sie dieses Stadium jemals überwindet, muß angesichts der Schwierigkeiten bei der Bildung eines solchen Index bezweifelt werden. Auf eine ausführliche Behandlung wurde aus diesem Grunde verzichtet.

3.3 Überblick über die bisherigen Ansätze

In fast allen bisherigen Ansätzen¹⁾ werden Umweltindizes für einzelne oder mehrere Umweltbereiche berechnet. Häufiger angewandt werden bisher aber lediglich Einzel- und Gruppenindizes für die Bereiche Luft und Wasser²⁾. Auf sie soll sich denn auch die Darstellung im folgenden beschränken. Darüber hinaus wird lediglich noch auf einige Konzepte zur Berechnung von Gesamtindizes eingegangen.

3.3.1 Luftindizes

Bestimmte Indextypen haben sich für den Bereich der Luft bisher noch nicht durchgesetzt. Vielmehr berechnet jede Institution ihren eigenen Index³⁾. Aus diesem Grund ist der lokale Vergleich von Indexwerten bisher auch nicht möglich. Zu den bekannteren Luftindizes zählen der Oak Ridge Index (ORAQI), der More Air Quality Index (MAQI), der Extreme Value Index (EVI), der Ontario Air Pollution Index (API) und der PINDEX.

Beim ORAQI-Index⁴⁾ handelt es sich um einen nichtlinearen Index, in den üblicherweise die fünf Schadstoffe CO, SO₄, NO₂, OX und Staub eingehen. Die stündlichen Meßwerte dieser Schadstoffe werden bezogen auf die jeweiligen NAAQS (National Ambient Air Quality Standards)-Werte. Koeffizient und Exponent dieses Index sind so gewählt, daß bei einem Indexwert von 10 die Konzentrationen der einzelnen Schadstoffe genau den jeweiligen Standards entsprechen.

-
- 1) Einen Überblick über die bisherigen Konzepte vermitteln: H. Inhaber, *Environmental Indices*, John Wiley & Sons, New York 1976; R. Pikul, *Development of Environmental Indices*, in: *Statistical and Mathematical Aspects of Pollution Problems*, edited by John W. Pratt, Marcel Decker, New York 1974.
 - 2) Das beruht zu einem Großteil darauf, daß nur für diese Bereiche Primärdaten zur Verfügung stehen.
 - 3) Einen Überblick über die in Kanada und in den USA berechneten Indizes gibt: Council on Environmental Quality, *Air Pollution Indices. A Compendium and Assessment of Indices Used in the United States and Canada* 1975.
 - 4) Die genauen Indexformeln sind bitte dem Anhang 5 zu entnehmen.

chen. Ein Indexwert bis 20 bedeutet sehr guter Zustand, einer bis 40 guter, einer bis 60 annehmbarer, einer bis 80 schlechter, einer bis 100 sehr schlechter und einer über 100 gefährlicher Zustand der Luft. Gehen weniger als 5 Schadstoffe in den Index ein, so müssen der Koeffizient und der Exponent der Formel so verändert werden, daß sich bei Übereinstimmung zwischen der jeweiligen Schadstoffkonzentration und dem Standard ein Indexwert von 10 ergibt.

Der MAQI setzt sich üblicherweise aus fünf Subindizes für die Schadstoffe CO , SO_2 , NO_2 und OX sowie Staub zusammen. In die einzelnen Subindizes gehen die während der vergangenen 12 Monate beobachteten maximalen Werte der beobachteten Schadstoffkonzentrationen in bezug auf die NAAQS-Werte ein. Werden die Standards keines Schadstoffes überschritten, so ergibt sich für den Gesamtindex ein Wert von kleiner 1. Wird mindestens ein Standard überschritten, so ergibt sich ein Wert von über 3. Für den Bereich zwischen 1 und 3 lassen sich auf Grund der Indexformeln keine Aussagen über das Unter- und Überschreiten von Standards machen. Aus diesem Grunde, aber auch weil es sich bei dem MAQI um einen Extremwertindex handelt, ist der MAQI kaum in der Lage, die Qualität der Luft widerzuspiegeln.

Der Extreme Value Index (EVI) entspricht mit zwei Einschränkungen dem MAQI. So findet üblicherweise NO_2 in dem Index keine Berücksichtigung; außerdem gehen nur solche Quotienten aus gemessener Schadstoffkonzentration und Standard in den Index ein, die einen Wert größer gleich eins aufweisen. Der Index eignet sich daher primär zum kurzfristigen Aufzeigen gefährlicher Luftverunreinigungen. Der Index nimmt den Wert 0 an, wenn alle Standards erfüllt werden und Werte größer gleich 1, wenn mindestens ein Standard überschritten wurde.

Bei dem Ontario Air Pollution Index handelt es sich um einen der ersten Versuche, einen Index zu konstruieren, der einen Vergleich der Luftqualität kurzer Perioden (Tag) ermöglicht. Er berücksichtigt die Schadstoffe SO_2 und Staub. Indexwerte zwischen 0-31 gelten als akzeptabel und solche zwischen 32-49 als beunruhigend. Bei Werten

zwischen 50 und 100 sind insbesondere Gesundheitsschäden zu befürchten. Ein Wert über 100 gilt als ausgesprochen gefährlich.

Um einen ausgesprochen interessanten Ansatz handelt es sich beim PINDEX, da er versucht, auch synergetische Effekte zu berücksichtigen. In den Index geht neben den Schadstoffen CO , SO_4 , NO_x , HC , OX und Staub jeweils in bezug zu ihren Standards auch noch ein Term ein, der die synergetischen Effekte berücksichtigen soll. Das Ziel vom PINDEX ist es, insbesondere den Vergleich längerer Zeitreihen zu vereinfachen.

Der Index von Inhaber soll den Vergleich der Luftqualität größerer Regionen eines Landes ermöglichen. Gingen in die bisherigen Indizes meist nur Immissions- bzw. Emissionswerte von Ballungsgebieten ein, so berücksichtigt dieser Index auch die Qualität von weniger belasteten Gebieten.

In ihrer Konzeption ähnlich sind sich der Pollutant Standards Index (PSI) und der Standardized Urban Air Quality Index (SUAQI). In beide Indizes gehen die Schadstoffe CO , SO_2 , NO_s , OX und Staub ein. Die Schadstoffkonzentrationen werden mit einer linearen Funktion mit nichtkonstanten Koeffizienten gewichtet. Die Koeffizienten sind innerhalb festgelegter Intervalle allerdings immer konstant. Indexwerte für Werte über 200 gelten als gefährlich, Werte zwischen 50 und 200 als zufriedenstellend und Werte unter 50 als gut. Auf die Berechnung eines aggregierten Index aller Schadstoffe wird verzichtet.

Der Primary Standard Index stellt eine weitere Vereinfachung des PSI und des SUAQI dar, da die einzelnen Subindizes sich lediglich durch Division der gemessenen Schadstoffkonzentration durch den Standard und anschließender Multiplikation mit 100 ergeben. Werte über 100 zeigen dann eine Überschreitung, Werte unter 100 eine Unterschreitung des Standards an. Die Subindizes werden ebenfalls nicht zu einem Gesamtindex aggregiert.

Aus statistischer Sicht am interessantesten sind die vom Oak Ridge Laboratory entwickelten Indizes. Das gilt weniger für das bei diesen Indizes verwendete Standardisierungsverfahren als vielmehr für die Form der Ableitung der Indexgewichte. Das angewandte Verfahren läßt sich in die Gruppe der nominalen Verfahren einordnen, da die Gewichte aus der Verteilungsstruktur der Meßwerte abgeleitet werden. Die Indexformel führt aber nur zu sinnvollen Ergebnissen, wenn der Mittelwert der Meßwerte über dem gewählten Standard liegt, da sonst die Gewichte negative Werte einnehmen. Interpretationsschwierigkeiten treten bei dem vorgeschlagenen Verzicht der Normierung der Gewichte bei den Formeln ORNL(2) und ORNL(3) auf. Interlokale Vergleiche sind auf Grund der unterschiedlichen Gewichtungsstruktur der Indizes nicht möglich. Der Anwendungsbezug der vorgeschlagenen Formeln ist damit leider sehr eingeschränkt.

3.3.2 Wasserindizes

Die ersten 3 im Anhang 6 dargestellten Indizes sind in ihrem Aufbau, nicht aber in ihrer Zielsetzung, einander sehr ähnlich. So soll der WQI(A) ein allgemeines Maß für die Wasserqualität sein. PWS und FAWL-Index erheben diesen Anspruch nicht. Ihre Entwicklung beruht auf der Ansicht, daß es wenig sinnvoll sei, einen Index für einen so abstrakten Begriff wie Wasserqualität zu definieren, sondern vernünftiger ist, für unterschiedliche Wassernutzungsarten (Wasser für den Haushalt, Wasser zur Freizeitnutzung) auch unterschiedliche Wasserindizes zu berechnen. In allen drei Indizes (WQI(A), PWS, FAWL) wird eine additive Gewichtung vorgenommen und für die einzelnen Schadstoffe eine Qualitätsfunktion definiert. Die Indexwerte können jeweils zwischen 0 und 100 schwanken. Entsprechend ihren unterschiedlichen Zielsetzungen erhalten die drei Indizes nicht nur unterschiedlich viele, sondern auch unterschiedliche Schadstoffe. Daraus ergeben sich zwangsläufig unterschiedliche Gewichte für die einzelnen Schadstoffe. Die in die Indizes eingehenden Indikatoren und Indikatorgewichte wurden durch einen Delphi-Test gewonnen. Mithin wurde bei allen drei Indizes die Gewichtung normativ gewonnen. Vom Ansatz völlig unterschiedlich ist der Index von Inhaber, der sich wiederum aus verschiedenen Subindizes zusammensetzt. Auswahl und Gewichtung beruhen nicht auf ei-

ner Delphi-Umfrage, sondern wurden, wie es scheint, nach individuellem Gutdünken erstellt. Auf eine Normierung mit Qualitätsfunktionen wurde ebenfalls verzichtet. Der Index von Inhaber soll aber ähnlich wie der WQI(A)-Index eine allgemeine Aussage über die Wasserqualität erlauben.

3.3.3 Gesamtindizes

Wurden bisher nur Indexberechnungen für einzelne Umweltbereiche wie Luft und Wasser aufgezeigt, so sollen nun Beispiele für die Berechnung von Gesamtindizes oder Totalindizes dargestellt werden.

Der erste bekannte Index dieser Art war der National Wildlife Federation Index¹⁾. Sein Ziel ist die Wiedergabe der Umweltqualität eines Landes. Der Index setzt sich aus Indikatoren für die Bereiche Boden, Wald, Lebensraum, Natur, Mineralien, Wasser und Luft zusammen. Der Gesamtindex sowie jeder dieser sieben Indikatoren kann Werte zwischen 0 und 100 einnehmen. Die einzelnen Indikatoren gehen allerdings mit unterschiedlichen Gewichten in den Gesamtindex ein (Boden mit 0,3, Luft und Wasser jeweils mit 0,2, Lebensraum mit 0,125, Mineralien mit 0,075 und Natur und Wald jeweils mit 0,05) und werden nicht gemessen, sondern ergeben sich aus subjektiven Urteilen von Mitarbeitern der National Wildlife Federation.

Statistisch von größerem Interesse ist der BELADO-Gesamtindex²⁾, der im Rahmen einer Untersuchung über die Umweltbelastungen in einer Großstadtregion erstellt wurde. Der Gesamtindex setzt sich aus drei Subindizes für die Bereiche Luft, Lärm und fehlende Naherholung zusammen, in die wiederum die Indikatoren CO₂, SO₂, Staubbiederschlag, Taglärm, Nachtlärm sowie Erreichbarkeit von Grünflächen und Sport- und Spielanlagen eingehen. Sämtliche Indikatoren werden mit Hilfe von Funktionen auf das Intervall [0,1]

1) Siehe hierzu, Thomas C. Kimball, Why Environmental Quality Indices? Indicators of Environmental Quality, Edited by: William A. Thomas, Plenum Press, New York 1972, S.9 f.

2) Siehe hierzu den Anhang 7.

normiert. Die Normierungsfunktionen wurden so gewählt, daß eine Verdopplung des normierten Wertes einer Verdopplung der Belastungen entspricht. Da der Nachweis von Belastungswirkungen und Schäden bisher nur in Ansätzen gelang, aber auch, weil sich Belastungswirkungen in der Zeit ändern können, sind die im BELADO-Gesamtindex benutzten Normierungsfunktionen sicher nur mit Einschränkungen anwendbar. Die Gewichte für die normierten Indikatorwerte wurden mit Hilfe einer Delphi-Umfrage ermittelt. Der Gesamtindex berechnet sich schließlich aus der gewichteten Summe der normierten Einzelindikatoren und läßt folglich Synergismen unberücksichtigt.

Ein weiterer Totalindex¹⁾, der sich aus drei Subindizes für die Bereiche Luft und Wasser sowie einem weiteren Index, der nicht-berücksichtigte Umweltbereiche abdecken soll, zusammengesetzt, wurde von Inhaber entwickelt. Die in den Gesamtindex eingehenden Subindizes für Wasser und Luft lehnen sich eng an die in 3.3.1 und 3.3.2 dargestellten Indizes von Inhaber an. In den Landindex gehen Komponenten wie Erosionsbildung und Überbevölkerung in Ballungsgebieten ein. Der vierte Subindex erfaßt Pestizide und Radioaktivität in Lebensmitteln. Der Gesamtindex berechnet sich nach folgender Formel

$$I_{EQI} = \sqrt{\frac{0,3(I_{AIR})^2 + 0,3(I_{WATER})^2 + 0,3(I_{LAND})^2 + 0,1(I_{MISC})^2}{1}}$$

Der Index kann zwischen 0 und $+\infty$ schwanken. Bei 0 liegt überhaupt keine Verschmutzung vor, bei 1 werden alle Standards erfüllt, auf die sich die einzelnen Subindizes beziehen.

Ein rein theoretisches Konzept zur Konstruktion eines Umweltgesamtindikators wurde von Jennen und Zimmermann²⁾ entwickelt. Ausgangspunkt ihres Modells ist zunächst für jeden Umweltindikator

1) Siehe, H. Inhaber, Environmental Quality: Outline for a National Index for Canada, in: Science, Vol. 186, 1974, S.798 ff.

2) Siehe hierzu, Jürgen Jennen und Klaus Zimmermann, Ein Ansatz zur Konstruktion eines Umweltgesamtindikators, in: Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik, Band 192, Heft 2, 1977.

die Festlegung von vier Schwellenwerten. Es sind dies die Wahrnehmungsschwelle, die psychische Belastungsschwelle, die physiologische Belastungsschwelle und der point of no return (Bedrohung von lokalen, regionalen oder überregionalen Ökosystemen). Im nächsten Schritt werden für jeden Indikator die Distanzen zwischen der jeweiligen Schadstoffausprägung und den vier Schwellenwerten berechnet. Zum ersten Zielindikator gelangt man dann durch Gewichtung und Aggregierung der vier Distanzwerte zu einem einheitlichen Teilindikator. Die Gewichte sollen dabei die politisch normative Einschätzung der einzelnen Distanzwerte widerspiegeln. Der Wertebereich der Teilindikatoren soll zwischen 100 (keine Belastung), 0 (alle Schwellenwerte sind erreicht) bis ∞ schwanken. In einem nächsten Schritt lassen sich die einen Umweltbereich repräsentierenden Teilindikatoren durch Gewichtung und Aggregation für jeden Schwellenwert zu einem Gesamtindikator für den entsprechenden Bereich verdichten. Die Summe der Gewichte kann im Falle der Assimilation von Schadstoffen kleiner als 1, im Falle des Bestehens von Synergismen größer als 1 sein. Auch ein umgekehrtes Vorgehen ist denkbar. Zunächst geschieht die Aggregierung und Gewichtung aller Schadstoffe für jeden Schwellenwert und dann die Berechnung des Gesamtindikators aus diesen vier Teilindikatoren. Die Berechnung eines Gesamtindikators auf Grundlage heutiger Kenntnisse und Informationen wird von den Autoren selbst eher skeptisch beurteilt. Sie schlagen daher eine Beschränkung auf die Berechnung eines Teilgesamtindikators für jede Schwelle vor.

Versucht man die vier Ansätze einer vergleichenden Würdigung zu unterziehen, so sind die Ansätze von Inhaber und von der National Wildlife Federation am unbefriedigendsten. Der Index von Inhaber berücksichtigt bei der Indikatorauswahl zwar eine Vielzahl von Schadstoffen, vermischt aber in häufig undifferenzierter Form Immissionen, Emissionen und Wirkungen. Ein Indexkonstrukt ist daher nicht erkennbar und der Index aus diesem Grunde kaum anwendbar. Ebenso fehlen einleuchtende Begründungen für die vorgenommene Gewichtung und Aggregation. Kritisch zu beurteilen ist auch die Standardisierung mit nur jeweils einem Standard je Schadstoff. Die Berücksichtigung von mehreren Schwellenwerten oder aber einer Normierungsfunktion wäre sicher exakter.

Noch mehr Mängel weist sicher der National Federation Index auf, wird hier doch bereits Messung und Normierung ganzer Umweltbereiche subjektiv vorgenommen. Eine Überprüfung gewonnener Resultate oder zwischenzeitliche Vergleiche sind daher nicht möglich. Gewichtung und Aggregation scheinen ebenfalls weniger gezielter Überlegung als subjektiver Intuition entsprungen zu sein. Da auch hier noch nicht einmal das theoretische Konstrukt klar entwickelt wurde, ist solch ein Indikator als Instrument der Diagnose oder Prognose der Umwelt sicher ungeeignet.

Die gegen diese beiden Indizes vorgebrachten Argumente lassen sich bei einer Diskussion des BELADO-Gesamtindex und des Gesamtindikators von Jenner nicht aufrechterhalten. Beim BELADO-Index ist die klare Abgrenzung des theoretischen Konstrukts (Umweltbelastungen), das Vorliegen eines Konzepts bei der Gewichtung (Delphi-Methode) und die Berechnung von Normierungsfunktionen zu loben. Kritisieren läßt sich damit auch weniger das theoretische Konzept, sondern - wenn überhaupt - seine praktische Umsetzung. So muß bezweifelt werden, ob sich mit Hilfe von 6 Indikatoren ein repräsentatives Bild der Umweltbelastungen einer Region gewinnen läßt. Weiterhin läßt sich sicher nicht mit einer idealtypischen Normierungsfunktion je Schadstoff die Umweltbelastung richtig wiedergeben. Vielmehr sollten für unterschiedliche regionale Nutzungen (Wohngebiete, Industriegebiete) auch unterschiedliche Normierungsfunktionen benutzt werden, da sonst hypothetische aber nicht eingetretene Belastungen gemessen werden. Auf Grund der derzeit unzureichenden Kenntnisse synergetischer Wirkungen einzelner Schadstoffe ist die Nichtberücksichtigung solcher Effekte sicher einsichtig.

Der Ansatz von Jenner unterscheidet sich insbesondere in zweierlei Form von dem BELADO-Index. So wurde auf eine empirische Umsetzung des vorgeschlagenen Konzepts verzichtet. Problemen, wie der Bestimmung von Schwellenwerten, der repräsentativen Auswahl von Indikatoren und der Ableitung von Gewichten, gingen die Autoren damit von vornherein aus dem Wege. Auch verzichteten die Autoren auf die Ableitung von Normierungsfunktionen und wendeten ein differenzierteres Konzept von Standardisierungen an.

Gerade dieser Vorschlag, die Indikatoren auf einzelne Schwellenwerte zu beziehen, ließe sich auch auf das Konzept der Normierungsfunktionen übertragen. Solch eine Normierungsfunktion ließe sich aus den Schwellenwerten mit Hilfe einer Spline-Funktion approximieren.

3.3.4 Kritik der bisherigen Ansätze

Die bisher erörterten Ansätze können weder aus statistisch-methodischer Sicht befriedigen, noch erfüllen sie die an sie gestellten Anforderungen der Diagnose und Prognose von Umweltqualität und Umweltbelastungen widerspruchsfrei. Die statistischen Mängel bei der Konstruktion von Umweltindizes müssen dabei als eine der wesentlichen Ursachen für die mangelnde Diagnose- und Prognosefähigkeit der meisten Umweltindizes angesehen werden.

Zu bemängeln ist bereits meist die Eingrenzung des theoretischen Konstrukts. Was der Index wirklich messen soll, ob Umweltqualität, Emission, Immission oder Wirkungen von Schadstoffbelastungen, ob ihnen eine Warnungsfunktion zukommt, das bleibt vielfach im dunkeln. Zwar wurden die meisten bisher dargestellten Indizes der Gruppe der Immissionsindizes zugeordnet, doch ist das falsch, da sich diese Indizes - von wenigen Ausnahmen abgesehen - auf Standards beziehen, die wiederum aus den Wirkungen von Immissionsbelastungen, z. B. auf die Gesundheit, abgeleitet wurden. Folglich handelt es sich auch nicht um reine Immissionsindizes, sondern in gewisser Weise um Wirkungsindizes. Bei solchen auf Standards beruhenden Wirkungsindizes stellt sich aber gleich die Frage, ob es sinnvoll ist, unabhängig von den Merkmalsausprägungen der einzelnen Indikatoren, diese immer auf konstante Standards zu beziehen, oder ob es nicht sinnvoller wäre, die Standards in Abhängigkeit von der Höhe der Indikatorwerte zu variieren. Sollen Wirkungsindizes die Grundlage eines regionalen Vergleichs bilden, so müßten die den Indizes zugrunde liegenden Standards die regionalen Gegebenheiten (besonders hohe oder niedrige Assimilationsfähigkeit) berücksichtigen. Folglich müßten für jeden regionalen Wirkungsindex eigene Standards bestimmt werden. Alle bisherigen Indizes erfüllen diese Forderung nicht, werden aber bedenkenlos bei regio-

nalen Vergleichen angewandt. Da zudem die Ableitung von Standards selber als höchst problematisch angesehen werden muß, bleibt zu überlegen, ob es neben dem Verfahren, Wirkungsindizes auf der Basis von Standards zu berechnen, nicht noch weitere Verfahren gibt.

Diese insbesondere für die Luftindizes zutreffende Kritik führt über zu den Problemen der Skalierung und Normierung. Bei der Konstruktion - insbesondere der meisten Luftindizes - wurden diese Probleme sicher nicht zuletzt wegen des starren Festhaltens an Standards völlig übergangen. Die Ableitung von Qualitätsfunktionen für einzelne Schadstoffe der Luft wäre sicher ebenfalls ein gangbarer Weg. Solche Qualitätsfunktionen lassen sich aber nur bei Wirkungsindizes sinnvoll ableiten. Sollten dagegen Emissions- und Immissionsindizes in Form von Gruppenindizes berechnet werden, so läßt sich bezweifeln, ob solche unterschiedlich skalierte Indikatoren sich wertfrei aggregieren lassen, da es doch irgendein Kriterium (solch ein Kriterium ist der Preis in der Ökonomie bei der Berechnung von Mengenindizes) geben muß, um die unterschiedlich skalierten Indikatoren vergleichbar und damit aggregierbar zu machen. Ist dies aber nicht der Fall, so sollte auf den zweifelhaften Versuch der Erstellung von Emissions- und Immissions-Gruppenindizes verzichtet werden. Sinnvoller wäre, um interlokale und intertemporale Vergleiche zu ermöglichen, Indikatorprofile zu bestimmen und für den Vergleich Ähnlichkeitswerte zu berechnen.

Auch das Problem der Gewichtung - und zwar sowohl das der Gewichtung der einzelnen Meßstellen bei Einzelindizes, als auch das der Gewichtung unterschiedlicher in einen Gruppenindex eingehender Schadstoffe - wurde wiederum mit Ausnahme der Wasserindizes völlig übergangen. Oft meinte man auch, es durch eine Gleichgewichtung umgehen zu können. Meist wurde jedoch auf eine Begründung der vorgenommenen Gewichtung völlig verzichtet. So gut wie nie wurden Formen der nominalen Gewichtung (z. B. Bevölkerungsdichte) oder der analytischen Gewichtung diskutiert.

Die Frage nach einer geeigneten Aggregatformel wird dagegen weniger inhaltlich als mehr formal angegangen. Die Entscheidung im Einzelfall für Mittelwert-, Summen-, Abstands- oder Extremwertindex wird mit Ausnahme des letzteren meist nicht an der zugrunde liegenden Fragestellung orientiert. Völlig unberücksichtigt bleiben - mit einer Ausnahme - (PINDEX) Synergismen bei der Bildung von Gruppenindizes.

4. Zusammenfassung

Die Arbeit verfolgte das Ziel, einen Beitrag zum Abbau des bestehenden Informationsdefizits im Bereich der Umwelt zu leisten und den Einsatz statistischer Methoden (Indextheorie, Zeitreihenanalyse, Input-Output-Analyse, Faktorenanalyse und Cluster-Analyse) exemplarisch bei der Ableitung von Umweltindikatoren und -indizes zu überprüfen. Sie beginnt mit einem Überblick über das umweltstatistische Erhebungssystem in der Bundesrepublik Deutschland. Danach wird im Anschluß an eine Darstellung verschiedener Konzepte zur Ableitung von Indikatoren eine Typologisierung der Umweltindikatoren in objektive -, subjektive - und zielorientierte Umweltindikatoren und der objektiven Indikatoren wiederum in Emissions-, Immissions- und Wirkungsindikatoren vorgenommen. Die allgemein als am wichtigsten eingestuften Indikatoren dieser Gruppen werden danach aufgeführt. Dieser Abschnitt der Arbeit schließt mit einer kritischen Auseinandersetzung mit dem Begriff der Umweltkosten. Dabei zeigt sich, daß es an geeigneten statistischen Verfahren fehlt, um die zur Berechnung von Umweltkosten benötigten Schadensfunktionen statistisch befriedigend zu schätzen und erfaßte Schäden monetär zu bewerten.

Am Anfang des darauf folgenden statistischen Teils der Arbeit steht eine Untersuchung über die Einsatzmöglichkeiten der univariaten Zeitreihenanalyse zur Analyse und Prognose von Umweltindikatoren. Dargestellt werden zunächst zwei Konzepte, nämlich das Verfahren der linear-rekursiven Funktionen und das Verfahren von Box-Jenkins, die sich hinsichtlich ihrer Berechnungsmethoden der Komponenten Trend, Saison und Zufall stark unterscheiden.

Mit Hilfe des Verfahrens der linear-rekursiven Funktionen werden sodann einige Zeitreihen objektiver Indikatoren (Staub, SO_2 , NO_2 , Abfall) in die Komponenten Trend, Saison und Zufall zerlegt. Dabei zeigt sich, daß die Reihen in ihrer Struktur äußerst unterschiedlich sind und für ihren Verlauf dominierend weniger Trend-, sondern ausgeprägte Saison- und Störeinflüsse sind. Hiernach wird die Brauchbarkeit der beiden Verfahren für die Prognose von Umweltindikatoren getestet. Dabei erweist sich die Methode der linear-rekursiven Funktionen gegenüber dem Ansatz von Box-Jenkins als überlegen. Das beruht auf der mangelnden Flexibilität dieses Verfahrens bei der Trendschätzung und auf ungenauen Parameterschätzungen, die durch Strukturbrüche verursacht werden. Zudem erfordert die Identifikation und Schätzung bei Box-Jenkins einen erheblichen zeitlichen Aufwand und detaillierte Kenntnisse des Verfahrens. Die praktische Anwendung dieses Verfahrens in der Praxis wird damit stark eingeschränkt. Insgesamt zeigt sich aber, daß univariate Verfahren der Zeitreihenanalyse sehr geeignet für die Diagnose und Prognose von Umweltindikatoren sind. Die sich vielfach stellende Frage der Erfassung von Wirkungen umweltpolitischer Maßnahmen führt zur Darstellung eines kürzlich entwickelten Verfahrens der Zeitreihenanalyse, nämlich der Interventionsanalyse, die zur Lösung solcher Fragestellungen entwickelt wurde, zur Lösung empirischer Probleme aber erst selten angewandt wurde. Mit ihrer Hilfe läßt sich aufzeigen, daß das Benzinbleigesetz zu einer deutlichen Verbesserung der Umwelt beigetragen hat. Dem Verfahren selber gebührt über diesen Anwendungsbereich hinaus auch bei der Diagnose und Prognose wirtschaftspolitischer Maßnahmen große Bedeutung.

Als Ansatzpunkt umweltpolitischer Maßnahmen ist neben der Verschmutzungsintensität bestimmter Industriezweige auch der Verschmutzungsgehalt von Endprodukten (einschließlich der Vorprodukte) von Interesse. Zur Lösung dieses Problems läßt sich die Input-Output-Analyse mit Erfolg anwenden. Neben den bei der Input-Output-Analyse generell anfallenden Problemen ergeben sich jedoch bei der Übertragung dieses Konzepts auf die obige Fragestellung zusätzliche Schwierigkeiten, die insbesondere auf einer mangelnden sachlichen und zeitlichen Abstimmung der Umweltstatistik mit den Input-Output-Tabellen beruhen.

Im letzten Teil der Arbeit folgt der Versuch, für objektive Umweltindizes Probleme ihrer Berechnung aufzuzeigen, Vorschläge ihrer Konstruktion zu unterbreiten und Ansätze ihrer bisherigen Entwicklung kritisch zu untersuchen. Dabei werden zunächst die wichtigsten Phasen des Prozesses der Indexbildung (Auswahl, Standardisierung, Aggregierung und Gewichtung der Indikatoren) erläutert, und in Abweichung von der in der Wirtschaftsstatistik üblichen Form wird eine verallgemeinerte Indexdefinition entwickelt. Die Umsetzung dieser Ergebnisse bei der empirischen Berechnung von Umweltindizes führt aber nur bedingt zu befriedigenden Ergebnissen. Das beruht weniger auf der Anwendung bestimmter Indexformeln oder Gewichtungsverfahren, wie meist vermutet, sondern vielmehr auf der jeweils gewählten Standardisierungsform. Insbesondere bei der Berechnung von Gruppenindizes (Aggregierung von in unterschiedlichen Dimensionen gemessenen Indikatoren) wird die Wahl eines geeigneten Standardisierungsverfahrens zu einem mit sachlogischen Argumenten kaum lösbaren Problem. Als Fazit ergibt sich, daß die Berechnung und Zerlegung von Einzelindizes zu befriedigenden Ergebnissen führt, von der Berechnung von Gruppenindizes hingegen wegen der aufgezeigten Gründe (u. a. Standardisierung) abgesehen werden sollte. Stattdessen wird empfohlen, sich auf die Darstellung und den Vergleich von Indikatorprofilen zu beschränken. Wie sich zeigt, läßt sich hierbei die Cluster-Analyse erfolgreich einsetzen.

Ein Sonderproblem stellt die Zerlegung von Indizes in ihre Einflußfaktoren dar (z. B. Umsatzindizes in Mengen- und Preiswirkung). Vorgestellt werden zwei Verfahren, nämlich die Indexzerlegung mit Hilfe des Fisherschen Idealindex und die Indexzerlegung mit Hilfe der statistischen Versuchsplanung. Praktische Anwendung finden sie bei der Zerlegung eines Emissionseinzelindex in seine vier Einflußfaktoren, Produktionsvolumen, produktionsspezifischer Energieverbrauch, mittlerer Schwefelgehalt der eingesetzten Brennstoffe und den Freisetzungsfaktor. Der Fishersche Idealindex erweist sich nicht nur als theoretisch unterlegen, sondern führt auch bei empirischen Berechnungen zu den erwarteten Verzerrungen.

Ein Überblick über die bisherigen Ansätze zur Bildung von Umweltindizes beschließt die Arbeit. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, wurden sie alle aber weniger unter Berücksichtigung sachlicher

Kriterien und statistischer Methoden entwickelt, sondern mehr auf Grund subjektiver Einschätzungen des jeweiligen Autors. Bei den meisten Indizes fehlt es an einer Abgrenzung des theoretischen Konstrukts und einer Begründung für die Wahl der Indexformel. Völlig vernachlässigt werden Fragen der Standardisierung und Gewichtung.

Inwieweit lassen sich aus den gewonnenen Ergebnissen aber Ratschläge für die Umweltpolitik ableiten? Thesenhaft soll versucht werden, hierauf eine Antwort zu geben:

- Da, wie gezeigt wurde, Umweltkosten sich in nur sehr unzulänglicher Weise berechnen lassen, ist ein auf solchen Berechnungen beruhender Einsatz von umweltpolitischen Instrumenten fragwürdig. Das gilt insbesondere für die Festsetzung von Steuertarifen und Gebührensätzen in Abhängigkeit von anfallenden Umweltkosten, aber auch für die Anwendung der Kosten-Nutzen-Analyse bei der Genehmigung von Investitionsprojekten, die mit erheblichen Eingriffen in die Umwelt verbunden sind.
- Die Umweltrisiken und eventuell anfallenden Umweltkosten großer Produktionsanlagen und Transporteinheiten (z. B. Kraftwerke und Supertanker) lassen sich häufig überhaupt nicht oder nur sehr unzureichend abschätzen. Zu vermuten ist, daß vielfach dem degressiven Verlauf der betriebswirtschaftlichen Kosten ein progressiver Verlauf nicht berücksichtigter volkswirtschaftlicher Kosten gegenübersteht. Aus diesem Grund und im Interesse einer Risikostreuung sollten daher in verstärktem Maße kleinere mit einem überschaubareren Risiko verbundene Investitionsprojekte gefördert und genehmigt werden.
- Da sich Umweltkosten und Umweltschäden nicht zuverlässig ermitteln lassen, wird die Bedeutung von subjektiven Indikatoren als Basis für umweltpolitische Entscheidungen vermutlich zunehmen.
- Bei der Berechnung von Umweltindizes gehen infolge der Aggregation und Standardisierung der Indikatoren wichtige Informationen verloren. Als Informationsbasis für politische Entscheidungen, aber auch um räumliche und zeitliche Vergleiche vornehmen zu können, eignen sich daher Indikatorprofile verbunden mit einer Profilclusteranalyse besser als Indizes.

- Unterschiedlichen räumlichen Gegebenheiten wurde von der Umweltpolitik schon immer, zum Beispiel durch die Festlegung von nach Regionen differenzierten Standards, Rechnung getragen. Darüber hinaus wird das umweltpolitische Instrumentarium wegen des nachgewiesenen Auftretens von starken saisonalen Schwankungen bei Umweltindikatoren auch zeitlich differenziert, zum Beispiel in Form einer antizyklischen saisonalen Variation von Steuern, Gebühren und Standards, eingesetzt werden müssen.
- Zur Erfolgskontrolle und Simulation umweltpolitischer Maßnahmen eignet sich die Interventionsanalyse, da sie keine aufwendigen Modellkonstruktionen voraussetzt und regionale Besonderheiten berücksichtigt.
- Aus der Input-Output-Analyse ließen sich für die Umweltpolitik wichtige Informationen über die Schadstoffintensität von Endprodukten ziehen, sofern eine bessere sachliche und zeitliche Abstimmung zwischen Umweltstatistik und Input-Output-Analyse erfolgen würde und eine aktuelle Bereitstellung der Daten sichergestellt wäre.
- Ein effizienter, widerspruchslloser und zuverlässiger Einsatz von Steuern, Gebühren und Standards als Instrumente der Umweltpolitik ist auf Grund der fehlenden Kenntnisse über die Höhe der anfallenden Umweltkosten kaum möglich und müßte zudem regionalen und zeitlichen Besonderheiten Rechnung tragen, was wiederum zu einem Anstieg der Verwaltungskosten führen würde. Daher sollte verstärkt überprüft werden, ob nicht die staatliche Förderung von Verhandlungslösungen in Form einer Senkung der Transaktionskosten und der Schaffung von klar definierten Eigentumsrechten an der Umwelt das effizienteste, unbürokratischste und verteilungspolitisch gerechteste umweltpolitische Instrument ist.

Modellstruktur: $C_0 + C_1 \beta_1^t + C_2 \beta_2^t + s_t$
 Parameter: $C_0 = 125,9$; $C_1 = 0,09788$; $C_2 = 39,43881$; $\beta_1 = 1,04443$; $\beta_2 = 0,90375$
 $s_1 = 100,2$; $s_2 = 53,0$; $s_3 = 20,8$;
 $s_4 = -18,3$; $s_5 = -58,2$; $s_6 = -72,2$;
 $s_7 = -71,9$; $s_8 = -66,1$; $s_9 = -33,5$;
 $s_{10} = 11,2$; $s_{11} = 51,2$; $s_{12} = 84,1$

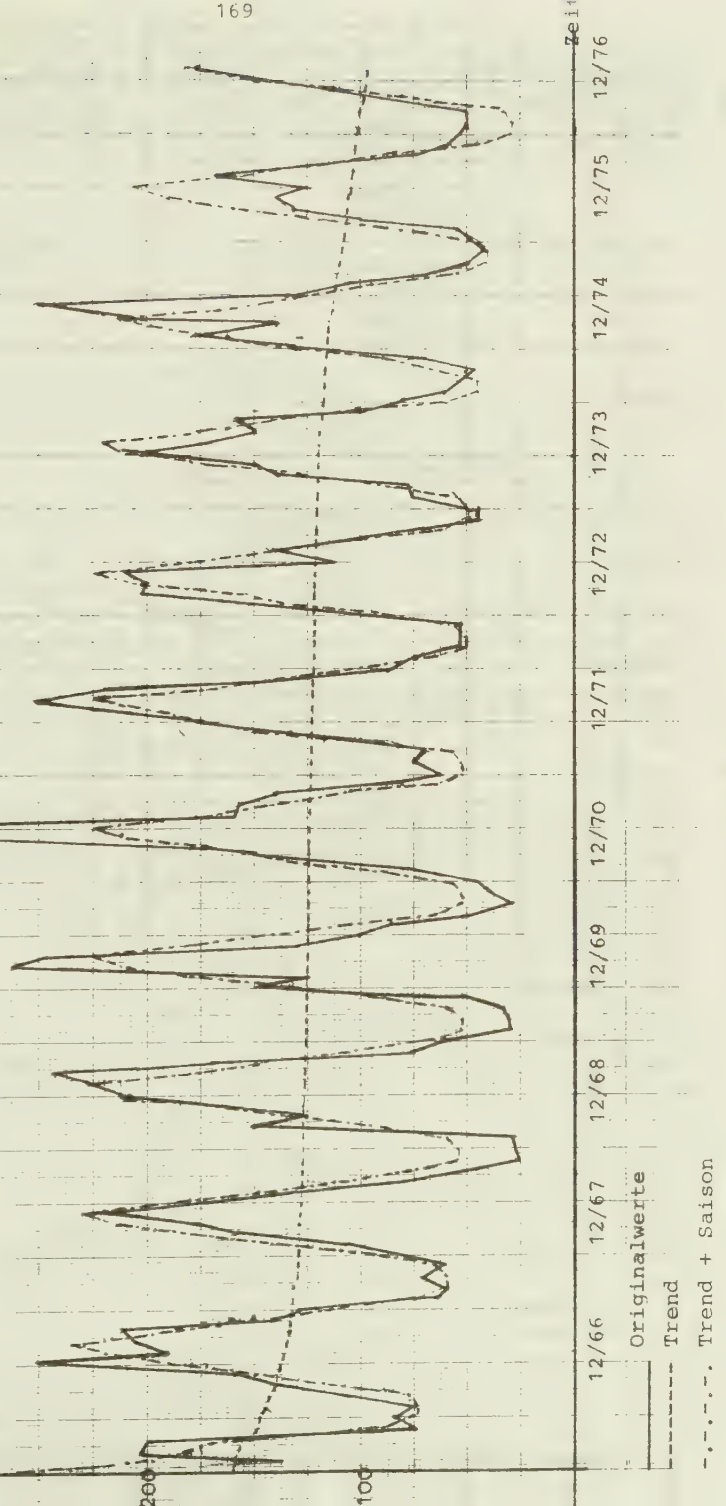


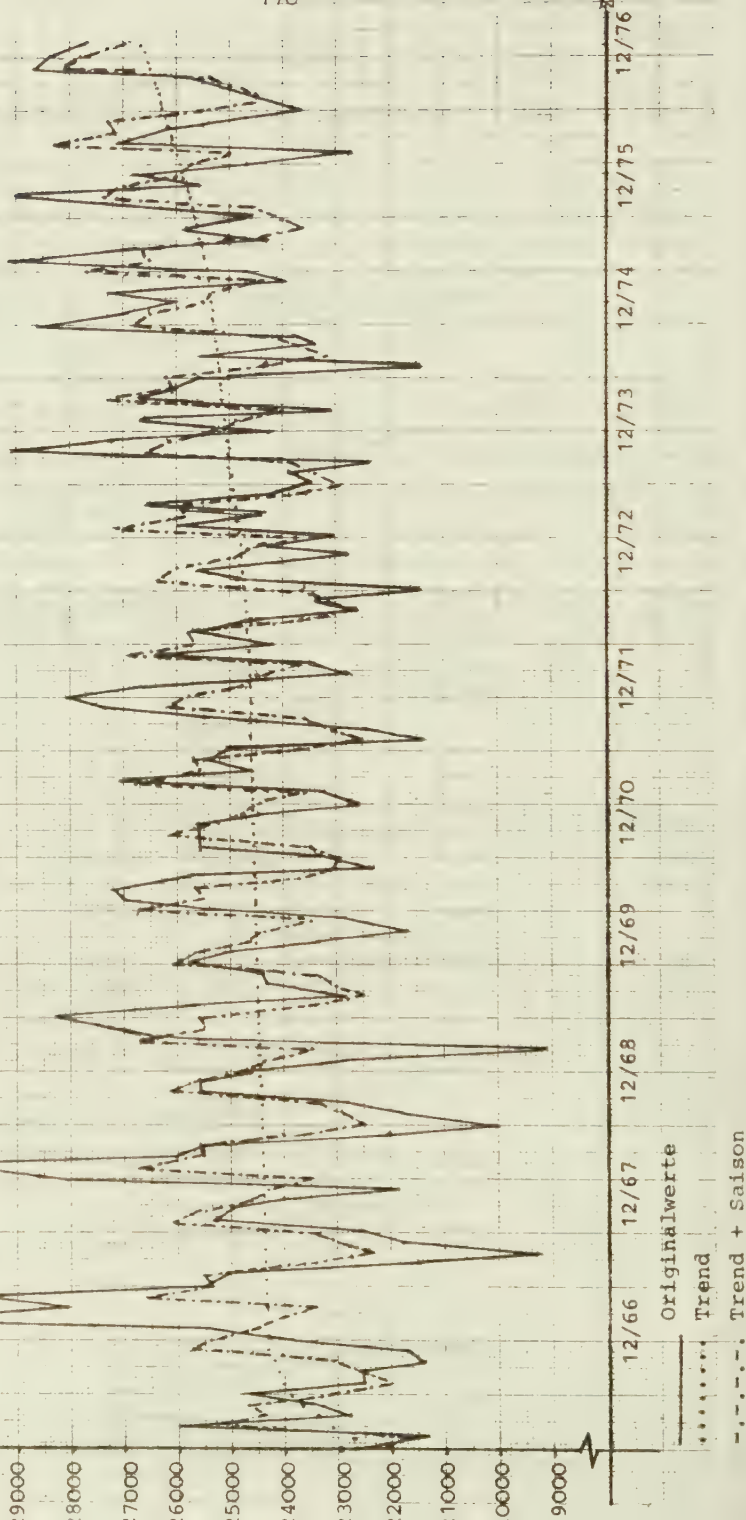
Schaubild AII: Abfall Frankfurt (Stützbereich 1/66-12/76)

Modellstruktur: $C_0 + C_1 \beta_1^t + C_2 \beta_2^t + s_t$

Parameter: $C_0 = 24497$; $C_1 = 13,9$; $C_2 = 2866,4$; $\beta_1 = 1,04$; $\beta_2 = 0,78$;

$s_1 = -166,3$; $s_2 = -1049,2$; $s_3 = 2157,3$; $s_4 = 953,3$; $s_5 = 1051,2$; $s_6 = 937,1$; $s_7 = -2044,3$;

$s_8 = -1605,1$; $s_9 = -1132,2$; $s_{10} = 1545,2$; $s_{11} = 1103,7$; $s_{12} = 123,6$.



Modellstruktur: $C + C_0 + \beta_1^T + C_2 \beta_2^T$

Parameter: $C_0 = 102,4$; $C_1 = 230,3$; $C_2 = 585,4$; $\beta_1 = 0,98$; $\beta_2 = 0,23$;

$s_1 = 32,7$; $s_2 = 29,0$; $s_3 = 20,8$; $s_4 = -19,6$; $s_5 = -31,3$; $s_6 = -43,2$;

$s_7 = -44,2$; $s_8 = -25,2$; $s_9 = -0,7$; $s_{10} = 19,7$; $s_{11} = 25,5$; $s_{12} = 36,4$

g/m

500

400

300

200

100

12/66

12/67

12/68

12/69

12/70

12/71

12/72

12/73

12/74

12/75

12/76

Ze

Originalwerte

Trend

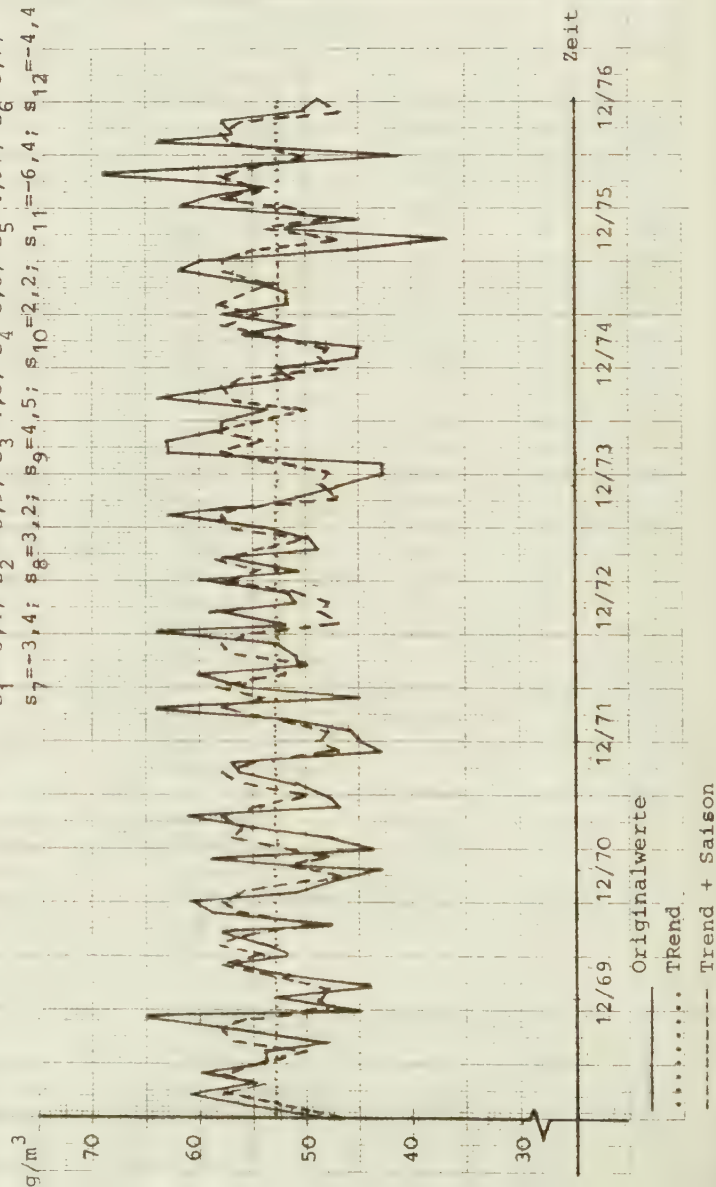
Trend + Saison

Schaubild A IV: NO₂ Gelsenkirchen (Stützbereich 1/69-12/76)

Modellstruktur: $C_0 + r^t (A \cos \omega t + B \sin \omega t) + s_t$

Parameter: $C_0 = 53,5$; $r = 0,98$; $\omega = 4,74$;

$s_1 = -5,4$; $s_2 = -0,9$; $s_3 = 4,3$; $s_4 = 0,6$; $s_5 = 4,97$; $s_6 = 0,7$;
 $s_7 = -3,4$; $s_8 = 3,2$; $s_9 = 4,5$; $s_{10} = 2,2$; $s_{11} = -6,4$; $s_{12} = -4,4$



Anhang 2: Prognose ausgewählter Indikatoren

Tabelle A 1: Prognoseergebnisse (SO₂, Frankfurt)

Zeit	Meßwert	Prognose Modell 1.1	Prognose Modell 1.2	Prognose Modell 1.3	Prognose Modell 1.4	Prognose Modell 1.5	Prognose Modell 1.6
1/76	125	177,9	141,7	187,9	236,2	198,3	204,7
2/76	169	126,8	190,4	167,1	177,5	174,6	188,7
3/76	126	88,8	159,6	115,0	144,4	139,5	167,1
4/76	75	50,0	74,0	76,4	105,1	94,7	125,5
5/76	59	10,8	53,7	44,4	61,9	72,1	93,0
6/76	55	-6,1	25,9	25,3	46,2	52,1	64,2
7/76	52	-6,7	20,5	22,4	46,5	48,9	49,1
8/76	50	-2,0	17,0	24,5	52,7	54,5	45,8
9/76	78	26,6	35,5	42,4	86,0	75,5	50,3
10/76	116	73,9	87,4	96,8	131,3	131,2	102,5
11/76	153	113,0	119,9	131,4	171,7	168,0	134,7
12/76	180	139,2	97,7	141,4	205,2	173,0	148,5

Tabelle A 2: Modellvergleich (SO₂, Frankfurt)

Modell Nr.	Stützbereich	Modellstruktur	Parameter	MSE	MPF (in %)	Summe der Abweichungen	5 % Treffer (in %)
1.1.	1/66 - 12/75	ARIMA: (1,1,0) × (0,1,1)	$\phi_1 = 0,39392, \theta_{12} = 0,86543$	2206,1	44,5	-445,8	0,0
1.2.	1/66 - 12/75	ARIMA: (1,1,1) × (1,1,0)	$\phi_1 = 0,14446, \theta_1 = 0,91856, \phi_{12} = -0,46661$	1261,3	24,9	-214,7	16,7
1.3.	1/66 - 12/75	ARIMA: (1,1,1) × (0,1,1)	$\phi_1 = 0,03664, \theta_1 = 0,77488, \phi_{12} = 0,58297$	848,1	23,5	-153,1	16,7
1.4.	1/66 - 12/75	$C_0 + r^t (\text{Acoswt} + \text{Bsinwt}) + s_t$	$C_0 = 122,1, A = -38,6, B = 138,0$ $C_0 = 0,870858, w = 11,160026$ $s_1 = 114,2, s_2 = 55,4, s_3 = 22,3, s_4 = -17,0$ $s_5 = -60,2, s_6 = 75,8, s_7 = 75,5, s_8 = -69,4$ $s_9 = -36,1, s_{10} = 9,3, s_{11} = 49,6, s_{12} = 83,2$	1257,4	20,6	226,7	16,7
1.5.	1/72 - 12/75	$C_0 + C_1 \beta_1^t + C_2 \beta_2^t + s_t$	$C_0 = 115,2, C_1 = 833,9, C_2 = -961,4$ $\beta_1 = 0,3, \beta_2 = 0,2$ $s_1 = 83,1, s_2 = 59,4, s_3 = 24,3, s_4 = -20,5$ $s_5 = -43,1, s_6 = -63,1, s_7 = -66,2, s_8 = -60,7$ $s_9 = -39,7, s_{10} = 16,0, s_{11} = 52,8, s_{12} = 57,8$	558,0	14,2	144,4	33,3
1.6.	1/73 - 12/75	$C_0 + r^t (\text{Acoswt} + \text{Bsinwt}) + s_t$	$C_0 = 115,1, A = 14,6, B = -36,7$ $C_0 = 0,975706, w = 27,142583$ $s_1 = 73,7, s_2 = 58,9, s_3 = 41,6, s_4 = 6,2$ $s_5 = -19,4, s_6 = -42,2, s_7 = -53,6, s_8 = -56,0$ $s_9 = -53,5, s_{10} = -5,7, s_{11} = 20,9, s_{12} = 28,9$	1210,2	26,8	136,1	16,7

Tabelle A 3: Prognoseergebnisse (Abfall, Frankfurt)

Zeit	Meßwert	Prognose Modell 2.1	Prognose Modell 2.2	Prognose Modell 2.3	Prognose Modell 2.4	Prognose Modell 2.5
1/76	24776	28463,1	25797,9	25260,2	26251,4	27091,3
2/76	22869	24286,3	23824,3	24488,0	24370,6	24342,0
3/76	27185	26041,1	26560,7	27597,0	26846,2	26650,4
4/76	26285	27312,5	26077,6	26378,9	26811,0	27352,7
5/76	24919	27102,5	26121,1	26640,9	26971,4	27095,4
6/76	23772	23674,9	23934,3	24586,9	24406,6	23984,5
7/76	24963	26833,7	23280,3	23268,7	25171,2	25658,1
8/76	24864	24506,0	23416,7	23780,5	24449,6	24567,0
9/76	25754	25770,9	23943,9	24230,6	24098,5	24754,2
10/76	28693	29733,8	26910,9	26900,9	28419,1	29436,6
11/76	28323	26596,4	26036,0	26471,5	26877,2	27115,1
12/76	27757	26183,8	25133,2	25469,6	25418,6	26190,8

Tabelle A 4: Modellvergleich (Abfall, Frankfurt)

Modell Nr.	Stützbereich	Modellstruktur	Parameter	MSE	MRE (in %)	Summe der Abweichungen	5 % Treffet (in %)
2.1.	1/66 - 12/75	ARIMA: (1,0,1) × (1,1,0)	$\theta_1 = -0,79670, \phi_1 = -0,50076, \phi_{12} = 0,90687$	2742679,0	5,2	6667,2	50,0
2.2.	1/66 - 12/75	ARIMA: (1,0,1) × (0,1,1)	$\theta_1 = -0,75003, \phi_1 = 0,16680, \phi_{12} = 0,85435$	2279518,6	5,1	-9447,7	50,0
2.3.	1/66 - 12/75	$C + C_1 \beta_1^t + C_2 \beta_2^t + s_t$	$C = 25920,8, C_1 = -1985,5, C_2 = -2444,8$ $\beta_1 = 0,989121, \beta_2 = 0,694315$	2075034,9	4,9	-5086,3	41,7
2.4.	1/72 - 12/75	$C + r^t (A \cos \omega t + B \sin \omega t) + s_t$	$C = 25672,2, A = -926,2, B = -2421,4$ $r = 0,956579, \omega = 5,364312$	1668946,7	4,1	-68,6	58,3
2.5.	1/73 - 12/75	$C + C_1 \beta_1^t + C_2 \beta_2^t + s_t$	$C = 26308,7, C_1 = -2225,6, C_2 = 0$ $\beta_1 = 0,933382, \beta_2 = 0,2$	1647826,3	4,3	4079,1	66,6
			$s_1 = 956,1, s_2 = -1804,6, s_3 = 492,9, s_4 = -1185,1$ $s_5 = 918,4, s_6 = -2201,3, s_7 = -535,8, s_8 = -1634,5$ $s_9 = -1454,5, s_{10} = 3221,2, s_{11} = 893,5, s_{12} = -36,5$				

Tabelle A 5: Prognoseergebnisse (Staub, Gelsenkirchen)

Zeit \ Meßwert	Meßwert	Prognose Modell 3.1	Prognose Modell 3.2	Prognose Modell 3.3	Prognose Modell 3.4	Prognose Modell 3.5	Prognose Modell 3.6
1/76	112	155,0	167,1	186,8	181,7	177,9	125,0
2/76	177	189,4	191,8	175,0	174,0	206,2	177,8
3/76	168	167,2	179,5	166,1	180,2	198,1	178,5
4/76	143	131,2	135,9	123,6	127,4	136,4	133,3
5/76	138	122,4	128,0	110,7	123,1	137,9	126,4
6/76	125	107,7	113,4	98,5	106,9	130,7	114,7
7/76	105	103,2	108,5	98,9	102,4	128,0	106,1
8/76	116	135,5	138,3	118,2	126,3	161,4	152,2
9/76	133	133,9	142,7	143,0	142,2	167,8	142,5
10/76	138	156,4	165,8	164,5	174,2	197,0	162,8
11/76	115	131,5	143,4	172,8	125,7	167,8	131,3
12/76	132	150,6	161,6	182,6	166,0	185,2	142,0

Tabelle A 6: Modellvergleich (Staub, Gelsenkirchen)

Modell Nr.	Stützbereich	Modellstruktur	Parameter	MSE	MRE (in %)	Summe der Abweichungen	5 % Treffer (in %)
3.1.	1/66 - 12/75	ARIMA: $(1,1,1) \times (0,1,1)$	$\theta_1 = 0,80765, \phi_1 = 0,08825, \theta_{12} = 0,58697$	335,5	11,0	82,0	25,0
3.2.	1/66 - 12/75	ARIMA: $(2,1,0) \times (0,1,1)$	$\phi_1 = -0,62659, \phi_2 = -0,28077, \theta_{12} = 0,68778$	560,9	14,4	174,0	8,3
3.3.	1/66 - 12/75	$C_0 + C_1 \beta_1^t + C_2 \beta_2^t + s_t$	$C_0 = 122,4, C_1 = 217,2, C_2 = 585,4$ $\beta_1 = 0,982256, \beta_2 = 0,211852$ $s_1 = 39,4, s_2 = 28,1, s_3 = 19,6, s_4 = -22,5$ $s_5 = -34,9, s_6 = -46,7, s_7 = -45,9, s_8 = -26,2$ $s_9 = -1,0, s_{10} = 20,8, s_{11} = 29,5, s_{12} = 39,7$ $C_0 = 163,7, A = 0,0, B = 32,4$ $C_1 = 163,7, C_2 = 32,4$ $\beta_1 = 0,99433, \beta_2 = 0,2$	1181,0	19,0	138,7	33,3
3.4.	1/69 - 12/75	$C_0 + C_1 \beta_1^t + C_2 \beta_2^t + s_t$	$s_1 = 34,2, s_2 = 27,1, s_3 = 33,9, s_4 = -18,3$ $s_5 = -21,9, s_6 = -37,6, s_7 = -41,5, s_8 = -17,0$ $s_9 = -0,5, s_{10} = 32,2, s_{11} = -15,8, s_{12} = 25,1$ $C_0 = 163,7, A = 0,0, B = 32,4$ $C_1 = 163,7, C_2 = 32,4$ $\beta_1 = 0,99433, \beta_2 = 0,2$	715,6	14,8	128,1	10,7
3.5.	1/72 - 12/75	$C_0 + \epsilon^t (\text{acoswt} + \text{bsinwt}) + s_t$	$r = 0,990542, w = 6,768391$	1589,8	25,3	392,4	16,7
3.6.	1/73 - 12/75	$C_0 + C_1 \beta_1^t + C_2 \beta_2^t + s_t$	$\beta_1 = 0,932103, \beta_2 = 0,2$ $s_1 = -17,3, s_2 = 35,8, s_3 = 36,7, s_4 = -8,2$ $s_5 = -14,8, s_6 = -26,4, s_7 = -34,7, s_8 = 11,5$ $s_9 = -2,0, s_{10} = 22,4, s_{11} = -8,9, s_{12} = 2,0$	249,8	9,6	90,6	16,7

Tabelle A 7: Prognoseergebnisse (NO₂, Gelsenkirchen)

Zeit \ Messwert	Messwert	Prognose Modell 4.1	Prognose Modell 4.2	Prognose Modell 4.3	Prognose Modell 4.4	Prognose Modell 4.5	Prognose Modell 4.6
1/76	45	48,9	47,9	45,2	47,6	43,9	45,8
2/76	62	51,6	51,9	49,3	50,3	49,7	51,0
3/76	59	56,8	57,0	63,7	56,7	59,0	58,0
4/76	54	55,0	54,9	52,6	53,2	55,6	58,1
5/76	69	56,2	56,3	53,1	56,1	58,8	57,2
6/76	56	53,7	53,8	51,9	53,1	58,2	54,3
7/76	41	52,1	52,0	50,8	50,6	55,9	54,2
8/76	64	57,0	57,0	64,2	54,9	60,5	61,2
9/76	57	58,4	58,4	56,8	57,4	59,3	60,6
10/76	58	53,7	53,8	51,1	54,7	53,3	50,5
11/76	50	45,6	45,6	43,2	46,1	46,1	46,6
12/76	49	49,4	49,6	37,5	48,6	48,0	47,7

Tabelle A 8: Modellvergleich (NO₂, Gelsenkirchen)

Modell Nr.	Stützbereich	Modellstruktur	Parameter	MSE	MRE (in %)	Summe der Abweichungen	5 % Treffer (in %)
4.1.	1/69 - 12/75	ARIMA: (2,0,0)×(0,1,1)	$\phi_1 = -0,03807, \phi_{12} = -0,09697, \theta_{12} = 0,85463$	42,54	9,2	-25,6	41,7
4.2.	1/69 - 12/75	ARIMA: (1,0,1)×(0,1,1)	$\theta_1 = -0,19421, \phi_1 = -0,23929, \theta_{12} = 0,83817$	40,89	8,9	-25,8	41,7
4.3.	1/69 - 12/75	ARIMA: (1,0,1)×(1,1,0)	$\theta_1 = -0,04144, \phi_1 = -0,08993, \phi_{12} = -0,60620$	64,77	11,2	-54,0	33,3
4.4.	1/69 - 12/75	$C_0 + r^t(A\cos\omega t + B\sin\omega t) + s_t^t$	$C_0 = 53,3, A = 2,5, B = -1,05$ $r = 0,987858, \omega = 5,672707$ $s_1 = -4,9, s_2 = -2,2, s_3 = 4,3, s_4 = 0,8$ $s_5 = 3,7, s_6 = 0,7, s_7 = -1,8, s_8 = 2,5$ $s_9 = 5,0, s_{10} = 2,3, s_{11} = -6,4, s_{12} = -4,0$	43,82	9,0	-34,7	41,7
4.5.	1/72 - 12/75	$C_0 + r^t(A\cos\omega t + B\sin\omega t) + s_t^t$	$C_0 = 53,9, A = 7,2, B = 0,0$ $r = 0,974128, \omega = 27,861429$ $s_1 = -10,6, s_2 = -5,5, s_3 = 3,3, s_4 = -0,1$ $s_5 = 3,4, s_6 = 3,6, s_7 = 2,0, s_8 = 7,4$ $s_9 = -6,8, s_{10} = 0,9, s_{11} = -6,4, s_{12} = -5,0$	45,15	8,7	-15,7	50,0
4.6.	1/73 - 12/75	$C_0 + r^t(A\cos\omega t + B\sin\omega t) + s_t^t$	$C_0 = 53,8, A = 8,8, B = -4,9$ $r = 0,858712, \omega = 23,388836$ $s_1 = -7,9, s_2 = -2,8, s_3 = 4,2, s_4 = 4,3$ $s_5 = 3,4, s_6 = 0,5, s_7 = 0,4, s_8 = 7,5$ $s_9 = 6,8, s_{10} = -3,2, s_{11} = -7,2, s_{12} = -6,0$	45,51	9,4	-18,8	41,7

Tabelle A 9:

Leontief-Inverse

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	1.04602	0.00744	0.01210	0.01091	0.00702	0.00749	0.00810	0.00599	0.01970	0.00052
2	0.07362	1.26528	0.05136	0.06608	0.00748	0.06735	0.00810	0.00599	0.01970	0.00052
3	0.01248	0.16528	1.07504	0.02053	0.03980	0.03356	0.03580	0.07734	0.05276	0.00167
4	0.00821	0.00924	0.00804	1.12135	0.03145	0.00317	0.01261	0.00377	0.00888	0.00162
5	0.00731	0.01140	0.02818	0.02262	1.22732	0.12368	0.32782	0.02678	0.01279	0.00015
6	0.00137	0.00267	0.00496	0.00306	0.00398	0.00605	0.00182	0.01385	0.00187	0.00018
7	0.00926	0.01599	0.02773	0.00853	0.01593	0.01243	1.05174	0.01385	0.00788	0.000276
8	0.00105	0.01365	0.00578	0.00462	0.01302	0.02569	0.02569	1.00092	0.01627	0.00014
9	0.00107	0.02977	0.04104	0.03421	0.02338	0.04275	0.02610	0.02032	1.06967	0.00036
10	0.00243	0.00169	0.02113	0.06395	0.02942	0.01732	0.01732	0.01951	0.04264	1.00036
11	0.00212	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
12	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
13	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
14	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
15	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
16	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
17	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
18	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
19	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
20	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
21	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
22	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
23	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
24	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
25	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
26	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
27	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
28	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
29	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
30	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
31	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
32	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
33	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
34	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
35	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
36	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
37	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
38	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
39	0.00243	0.00169	0.00389	0.00443	0.00443	0.00443	0.00227	0.00189	0.00177	0.000177
SUMME	1.69447	1.90516	1.61678	1.91492	1.89736	1.73930	1.93411	1.88710	1.98509	1.55021

	31	32	33	34	35	36	37	38	39
1	0.00967	0.25338	0.30721	0.13359	0.01539	0.03587	0.30667	0.24755	0.29265
2	0.01396	0.02912	0.30547	0.02855	0.01316	0.01138	0.22645	0.21131	0.21265
3	0.00547	0.00555	0.30712	0.00863	0.00798	0.00298	0.30935	0.30939	0.30935
4	0.00149	0.00043	0.30564	0.01093	0.01578	0.03117	0.30192	0.30151	0.30244
5	0.00649	0.30019	0.30138	0.02721	0.02717	0.30333	0.30181	0.30388	0.30434
6	0.00062	0.00012	0.30020	0.00045	0.00016	0.00030	0.30089	0.30289	0.30289
7	0.00546	0.00566	0.30095	0.00287	0.00625	0.00817	0.30087	0.30273	0.30273
8	0.00221	0.00031	0.30077	0.00877	0.01256	0.03142	0.30135	0.30135	0.30135
9	0.00594	0.00389	0.30031	0.03993	0.02186	0.03742	0.30187	0.30187	0.30187
10	0.01141	0.02434	0.30045	0.02018	0.01600	0.00348	0.30348	0.30348	0.30348
11	0.00549	0.00641	0.30055	0.02055	0.03367	0.00330	0.30821	0.30821	0.30821
12	0.00126	0.00213	0.30064	0.01012	0.01554	0.00330	0.30026	0.30026	0.30026
13	0.00451	0.01032	0.30109	0.01032	0.01554	0.00330	0.30026	0.30026	0.30026
14	0.00045	0.00223	0.30031	0.00331	0.01931	0.00152	0.30191	0.30191	0.30191
15	0.00104	0.00045	0.30031	0.00331	0.02505	0.00556	0.30191	0.30191	0.30191
16	0.00861	0.01450	0.30145	0.02755	0.01677	0.00268	0.30268	0.30268	0.30268
17	0.00045	0.00039	0.30042	0.00013	0.00351	0.00315	0.30163	0.30163	0.30163
18	0.00012	0.00012	0.30031	0.00033	0.00030	0.00030	0.30030	0.30030	0.30030
19	0.00555	0.00919	0.30230	0.02299	0.02395	0.00836	0.30235	0.30235	0.30235
20	0.00046	0.00046	0.30046	0.00046	0.00046	0.00046	0.30046	0.30046	0.30046
21	0.01561	0.01975	0.30218	0.00176	0.00935	0.00113	0.30142	0.30142	0.30142
22	0.01361	0.01975	0.30218	0.00176	0.00935	0.00113	0.30142	0.30142	0.30142
23	0.00039	0.00146	0.30054	0.00129	0.00403	0.00218	0.30079	0.30079	0.30079
24	0.00946	0.00046	0.30054	0.00129	0.00403	0.00218	0.30079	0.30079	0.30079
25	0.00046	0.00046	0.30054	0.00129	0.00403	0.00218	0.30079	0.30079	0.30079
26	0.00046	0.00046	0.30054	0.00129	0.00403	0.00218	0.30079	0.30079	0.30079
27	0.01863	0.01999	0.31155	0.01455	0.00332	0.00433	0.30935	0.30935	0.30935
28	0.00046	0.00046	0.30054	0.00129	0.00403	0.00218	0.30079	0.30079	0.30079
29	0.00046	0.00046	0.30054	0.00129	0.00403	0.00218	0.30079	0.30079	0.30079
30	0.00046	0.00046	0.30054	0.00129	0.00403	0.00218	0.30079	0.30079	0.30079
31	0.00046	0.00046	0.30054	0.00129	0.00403	0.00218	0.30079	0.30079	0.30079
32	0.01707	0.00732	0.30863	0.10476	0.00766	0.00286	0.30076	0.30358	0.30358
33	0.00236	0.12392	0.30792	0.30863	0.00077	0.00077	0.30077	0.30359	0.30359
34	0.00236	0.00931	0.30792	0.00708	0.00139	0.00139	0.30079	0.30359	0.30359
35	0.00327	0.00546	0.30546	0.00546	0.00546	0.00546	0.30546	0.30546	0.30546
36	0.00327	0.00546	0.30546	0.00546	0.00546	0.00546	0.30546	0.30546	0.30546
37	0.00327	0.00546	0.30546	0.00546	0.00546	0.00546	0.30546	0.30546	0.30546
38	0.01607	0.03642	0.30342	0.02932	0.00556	0.011365	0.30385	0.30385	0.30385
39	0.006179	0.04900	0.303622	0.05735	0.20220	0.004531	0.303621	0.303621	0.303621
SUMME	1.76483	2.07943	1.19137	1.98600	1.49965	1.46136	1.65607	1.65137	1.52487
DIFFERENTIALI=	0.021562								

Tabelle A 10:

Matrix (U_1) der Abfallkoeffizienten

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	0.00000	0.00700	0.00000	0.00007	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700
2	0.00156	0.06529	0.00264	0.00340	0.00745	0.00346	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700
3	0.00049	0.00238	0.00042	0.00052	0.00347	0.00346	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700
4	0.00248	0.00049	0.00426	0.00179	0.01483	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700
5	0.00181	0.00356	0.00479	0.00430	0.02361	0.02297	0.06229	0.00510	0.00510	0.00510	0.00510	0.00510	0.00510
6	0.00060	0.00016	0.00216	0.00134	0.04382	0.04382	0.02644	0.00379	0.00379	0.00379	0.00379	0.00379	0.00379
7	0.00006	0.00038	0.00069	0.00021	0.00174	0.00174	0.00269	0.00032	0.00032	0.00032	0.00032	0.00032	0.00032
8	0.00020	0.00076	0.00041	0.00033	0.00027	0.00031	0.00269	0.00032	0.00032	0.00032	0.00032	0.00032	0.00032
9	0.00647	0.00746	0.00428	0.00336	0.00700	0.00464	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700	0.00700
10	0.00041	0.00092	0.00037	0.00113	0.00052	0.00315	0.00031	0.00031	0.00031	0.00031	0.00031	0.00031	0.00031
11	0.00013	0.00012	0.00012	0.00011	0.00009	0.00015	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007
12	0.00030	0.00042	0.00051	0.00052	0.00027	0.00027	0.00025	0.00025	0.00025	0.00025	0.00025	0.00025	0.00025
13	0.00061	0.00063	0.00051	0.00059	0.00037	0.00037	0.00036	0.00036	0.00036	0.00036	0.00036	0.00036	0.00036
14	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004
15	0.00087	0.00017	0.00103	0.00049	0.00382	0.00382	0.00086	0.00008	0.00008	0.00008	0.00008	0.00008	0.00008
16	0.00013	0.00007	0.00006	0.00014	0.00011	0.00010	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006
17	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
18	0.00002	0.00001	0.00001	0.00001	0.00007	0.00007	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006
19	0.00013	0.00001	0.00001	0.00001	0.00007	0.00007	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006
20	0.00002	0.00001	0.00001	0.00001	0.00007	0.00007	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006
21	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00007	0.00007	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006
22	0.00019	0.00028	0.00023	0.00021	0.00026	0.00026	0.00028	0.00028	0.00028	0.00028	0.00028	0.00028	0.00028
23	0.00004	0.00014	0.00004	0.00018	0.00013	0.00013	0.00013	0.00013	0.00013	0.00013	0.00013	0.00013	0.00013
24	0.00025	0.00017	0.00021	0.00027	0.00031	0.00031	0.00031	0.00031	0.00031	0.00031	0.00031	0.00031	0.00031
25	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
26	0.00012	0.00009	0.00010	0.00034	0.00007	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014
27	0.00004	0.00018	0.00010	0.00013	0.00011	0.00011	0.00011	0.00011	0.00011	0.00011	0.00011	0.00011	0.00011
28	0.00017	0.00014	0.00019	0.00027	0.00015	0.00021	0.00021	0.00021	0.00021	0.00021	0.00021	0.00021	0.00021
29	0.00001	0.00002	0.00002	0.00002	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004
30	0.00008	0.00006	0.00004	0.00002	0.00004	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007
31	0.00001	0.00001	0.00002	0.00002	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
32	0.00061	0.00052	0.00051	0.00061	0.00055	0.00065	0.00065	0.00065	0.00065	0.00065	0.00065	0.00065	0.00065
33	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
34	0.00043	0.00030	0.00030	0.00030	0.00030	0.00030	0.00030	0.00030	0.00030	0.00030	0.00030	0.00030	0.00030
35	0.00023	0.00022	0.00022	0.00022	0.00022	0.00022	0.00022	0.00022	0.00022	0.00022	0.00022	0.00022	0.00022
36	0.00127	0.00148	0.00148	0.00148	0.00148	0.00148	0.00148	0.00148	0.00148	0.00148	0.00148	0.00148	0.00148
37	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
38	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
39	0.00017	0.00024	0.00024	0.00031	0.00026	0.00027	0.00027	0.00027	0.00027	0.00027	0.00027	0.00027	0.00027
SUMME	0.03640	0.14425	0.37045	0.40693	0.30424	0.50651	0.12626	0.12378	0.16439	0.03690			

SUMME	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	0.00000	0.00060	0.30060	0.00030	2.35035	0.00030	0.00030	0.00030	0.00030	0.00030
2	0.00206	0.00179	0.00146	0.00166	0.00154	0.00181	0.00078	0.00193	0.00148	0.00130
3	0.00342	0.00284	0.30054	0.00545	0.000324	0.00045	0.00135	0.00389	0.00274	0.00248
4	0.00135	0.00505	0.30914	0.00720	0.000720	0.00028	0.00058	0.00388	0.00142	0.00187
5	0.00386	0.00126	0.30126	0.02846	0.001644	0.001644	0.00381	0.00282	0.00627	0.00551
6	0.00148	0.00047	0.30035	0.01192	0.001273	0.000969	0.00094	0.00572	0.00238	0.00266
7	0.00061	0.00016	0.30021	0.00094	0.00069	0.00144	0.00108	0.00378	0.00392	0.00344
8	0.00044	0.00021	0.30022	0.00103	0.00164	0.00196	0.00134	0.00422	0.00396	0.00260
9	0.01774	0.00772	0.31124	0.00295	0.00362	0.00630	0.00176	0.00342	0.00523	0.00539
10	0.00037	0.00046	0.30077	0.00077	0.00028	0.00341	0.00341	0.00021	0.00023	0.00016
11	0.00395	0.00013	0.30009	0.00016	0.00051	0.00350	0.00018	0.00021	0.00052	0.00014
12	0.00024	0.13813	0.30069	0.00094	0.00051	0.00381	0.00027	0.00354	0.00143	0.00096
13	0.00147	0.00032	0.30003	0.02203	0.00076	0.00326	0.00002	0.00348	0.00005	0.00005
14	0.00003	0.00004	0.30001	0.00230	0.002729	0.00135	0.00014	0.00343	0.00055	0.00072
15	0.00032	0.00046	0.30021	0.00007	0.00023	0.00393	0.00002	0.00329	0.00007	0.00007
16	0.00008	0.00009	0.30006	0.00000	0.00000	0.00320	0.02926	0.00320	0.00000	0.00000
17	0.00000	0.00000	0.30000	0.00006	0.00004	0.00301	0.00000	0.00323	0.00001	0.00001
18	0.00001	0.00001	0.30001	0.00004	0.000123	0.00337	0.00126	0.00311	0.00001	0.00001
19	0.00019	0.00016	0.30016	0.00002	0.00005	0.00317	0.00026	0.00319	0.00006	0.00006
20	0.00003	0.00001	0.30002	0.00002	0.00002	0.00319	0.00018	0.00336	0.00039	0.00039
21	0.00121	0.00027	0.30027	0.00016	0.00026	0.00314	0.00023	0.00325	0.00043	0.00043
22	0.00004	0.00007	0.30004	0.00008	0.00013	0.00326	0.00013	0.00313	0.00013	0.00013
23	0.00010	0.00007	0.30007	0.00028	0.00003	0.00321	0.00013	0.00319	0.00013	0.00013
24	0.00011	0.00051	0.30051	0.00028	0.00002	0.00321	0.00013	0.00319	0.00013	0.00013
25	0.00000	0.00000	0.30000	0.00003	0.00000	0.00320	0.00018	0.00320	0.00013	0.00013
26	0.00004	0.00016	0.30016	0.00011	0.00011	0.00316	0.00016	0.00312	0.00017	0.00016
27	0.00016	0.00036	0.30036	0.00057	0.00014	0.00311	0.00016	0.00313	0.00017	0.00016
28	0.00005	0.30005	0.30005	0.00003	0.00038	0.00306	0.00018	0.00312	0.00017	0.00016
29	0.00012	0.30012	0.30012	0.00009	0.30012	0.00306	0.00018	0.00312	0.00017	0.00016
30	0.00094	0.00001	0.30001	0.00003	0.00007	0.00303	0.00018	0.00312	0.00017	0.00016
31	0.00000	0.00170	0.30064	0.00067	0.00001	0.00301	0.00018	0.00312	0.00017	0.00016
32	0.00001	0.00000	0.30000	0.00000	0.00000	0.00300	0.00018	0.00312	0.00017	0.00016
33	0.00000	0.00000	0.30000	0.00000	0.00000	0.00300	0.00018	0.00312	0.00017	0.00016
34	0.00000	0.00000	0.30000	0.00000	0.00000	0.00300	0.00018	0.00312	0.00017	0.00016
35	0.00000	0.00000	0.30000	0.00000	0.00000	0.00300	0.00018	0.00312	0.00017	0.00016
36	0.00000	0.00000	0.30000	0.00000	0.00000	0.00300	0.00018	0.00312	0.00017	0.00016
37	0.00000	0.00000	0.30000	0.00000	0.00000	0.00300	0.00018	0.00312	0.00017	0.00016
38	0.00000	0.00000	0.30000	0.00000	0.00000	0.00300	0.00018	0.00312	0.00017	0.00016
39	0.00000	0.00000	0.30000	0.00000	0.00000	0.00300	0.00018	0.00312	0.00017	0.00016

[illegible]

Tabelle A 11:

Matrix (U_2) der Abwasserkoeffizienten

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0.00000	0.00300	0.00000	0.00000	0.00000	0.00300	0.00000	0.00300	0.00300	0.00000
2	0.00003	0.00111	0.00094	0.00006	0.00000	0.00000	0.00000	0.00300	0.00000	0.00000
3	0.00153	0.00193	0.12531	0.00044	0.00130	0.00389	0.00619	0.00300	0.00000	0.00000
4	0.00011	0.00017	0.00016	0.00219	0.00057	0.00027	0.00023	0.00027	0.00000	0.00000
5	0.00037	0.00072	0.00096	0.00089	0.00485	0.00675	0.01286	0.00135	0.00000	0.00000
6	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00003	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
7	0.00002	0.00005	0.00010	0.00003	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00000	0.00000
8	0.00006	0.00023	0.00013	0.00010	0.00002	0.00006	0.00006	0.00006	0.00000	0.00000
9	0.00274	0.00103	0.00184	0.00146	0.00105	0.00198	0.00117	0.00032	0.00000	0.00000
10	0.00053	0.00080	0.00032	0.00003	0.00002	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
11	0.00003	0.00002	0.00002	0.00003	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
12	0.00001	0.00002	0.00002	0.00002	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
13	0.00003	0.00002	0.00002	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
14	0.00000	0.00001	0.00001	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
15	0.00004	0.00005	0.00006	0.00003	0.00005	0.00003	0.00003	0.00003	0.00000	0.00000
16	0.00002	0.00001	0.00001	0.00002	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
17	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
18	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
19	0.00001	0.00005	0.00006	0.00003	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00000	0.00000
20	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
21	0.00001	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00000	0.00000
22	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
23	0.00002	0.00001	0.00000	0.00001	0.00000	0.00001	0.00001	0.00001	0.00000	0.00000
24	0.00001	0.00000	0.00000	0.00000	0.00001	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
25	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
26	0.00002	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
27	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00000	0.00000
28	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
29	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
30	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
31	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
32	0.00002	0.00005	0.00005	0.00007	0.00006	0.00007	0.00007	0.00007	0.00000	0.00000
33	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
34	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
35	0.00001	0.00001	0.00001	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
36	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00000	0.00000
37	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
38	0.00001	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
39	0.00001	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00000	0.00000
SUMME	0.00613	0.02445	0.12945	0.02879	0.06433	0.01912	0.02860	0.03401	0.03699	0.02246

[illegible]

Tabelle A 12:

Matrix (U_3) der Abfallkoeffizienten

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	9	12
1	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
2	0.00130	0.05447	0.00216	0.00278	0.00315	0.00283	0.00246	0.00310	0.00300	0.00320	0.00069
3	0.00354	0.04547	0.28025	0.00565	0.00315	0.000923	0.00072	0.00388	0.00072	0.00092	0.00069
4	0.00163	0.00247	0.00242	0.00425	0.00081	0.000923	0.00037	0.00101	0.00101	0.00092	0.00069
5	0.00157	0.00304	0.00417	0.00347	0.00034	0.00034	0.00034	0.00034	0.00034	0.00034	0.00034
6	0.00057	0.00011	0.00206	0.00012	0.00016	0.00016	0.00016	0.00016	0.00016	0.00016	0.00016
7	0.00012	0.00029	0.00052	0.00016	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029
8	0.00017	0.00065	0.00035	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029
9	0.00018	0.00020	0.00042	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029	0.00029
10	0.00050	0.00076	0.00012	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014
11	0.00028	0.00031	0.00012	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014
12	0.00028	0.00031	0.00012	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014	0.00014
13	0.00058	0.00061	0.00049	0.00065	0.00065	0.00065	0.00065	0.00065	0.00065	0.00065	0.00065
14	0.00053	0.00012	0.00009	0.00009	0.00009	0.00009	0.00009	0.00009	0.00009	0.00009	0.00009
15	0.00050	0.00041	0.00078	0.00009	0.00005	0.00018	0.00018	0.00018	0.00018	0.00018	0.00018
16	0.00012	0.00036	0.00005	0.00013	0.00013	0.00013	0.00013	0.00013	0.00013	0.00013	0.00013
17	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
18	0.00002	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
19	0.00011	0.00041	0.00035	0.00017	0.00021	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019
20	0.00001	0.00005	0.00002	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
21	0.00018	0.00026	0.00021	0.00022	0.00025	0.00024	0.00024	0.00024	0.00024	0.00024	0.00024
22	0.00004	0.00012	0.00012	0.00011	0.00011	0.00011	0.00011	0.00011	0.00011	0.00011	0.00011
23	0.00012	0.00006	0.00005	0.00009	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006
24	0.00023	0.00017	0.00020	0.00025	0.00025	0.00025	0.00025	0.00025	0.00025	0.00025	0.00025
25	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
26	0.00011	0.00006	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007	0.00007
27	0.00007	0.00017	0.00017	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012
28	0.00015	0.00012	0.00018	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012
29	0.00001	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002
30	0.00007	0.00005	0.00004	0.00005	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004
31	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
32	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
33	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
34	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
35	0.00012	0.00013	0.00017	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012
36	0.00035	0.00022	0.00026	0.00045	0.00045	0.00045	0.00045	0.00045	0.00045	0.00045	0.00045
37	0.00127	0.00148	0.00206	0.00081	0.00081	0.00081	0.00081	0.00081	0.00081	0.00081	0.00081
38	0.00020	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
39	0.00016	0.00023	0.00024	0.00020	0.00025	0.00026	0.00026	0.00026	0.00026	0.00026	0.00026
SUMME	0.02343	0.11504	0.31235	0.35180	0.25644	0.47206	0.10250	0.10416	0.13939	0.23164	

	11	12	13	14	15	16	17	18	19	22
1	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
2	0.00169	0.00147	0.00119	0.00120	0.00109	0.00146	0.00064	0.00136	0.00121	0.00006
3	0.00287	0.00246	0.00241	0.00275	0.00281	0.00386	0.00317	0.00313	0.00312	0.00015
4	0.00077	0.00284	0.00051	0.00408	0.00101	0.00129	0.00033	0.00192	0.00282	0.00106
5	0.00318	0.00109	0.00109	0.00934	0.01429	0.00934	0.00934	0.00934	0.00934	0.00934
6	0.00141	0.00044	0.00033	0.00138	0.01215	0.00925	0.00090	0.00546	0.00546	0.00546
7	0.00046	0.00012	0.00014	0.00071	0.00053	0.00139	0.00026	0.00028	0.00042	0.00024
8	0.00036	0.00018	0.00019	0.00086	0.00061	0.00169	0.00093	0.00258	0.00342	0.00024
9	0.01496	0.00652	0.00949	0.00249	0.00306	0.00532	0.00356	0.00356	0.00356	0.00356
10	0.00030	0.00038	0.00044	0.00021	0.00023	0.00034	0.00016	0.00022	0.00022	0.00022
11	0.03257	0.00012	0.00009	0.00016	0.00047	0.00047	0.00047	0.00047	0.00047	0.00047
12	0.00023	0.00012	0.00016	0.00016	0.00047	0.00047	0.00047	0.00047	0.00047	0.00047
13	0.00141	0.00019	0.00018	0.00090	0.00072	0.00076	0.00022	0.00052	0.00137	0.00082
14	0.00002	0.00003	0.00002	0.000173	0.00026	0.00034	0.00011	0.00038	0.00023	0.00023
15	0.00024	0.00035	0.00016	0.00079	0.00253	0.00279	0.00002	0.00079	0.00039	0.00039
16	0.00007	0.00009	0.00006	0.00006	0.00000	0.00000	0.00002	0.00000	0.00000	0.00000
17	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
18	0.00001	0.00001	0.00001	0.00006	0.00004	0.00001	0.00000	0.00001	0.00001	0.00001
19	0.00015	0.00013	0.00012	0.00005	0.00004	0.00012	0.00005	0.00012	0.00012	0.00012
20	0.00003	0.00001	0.00002	0.00002	0.00002	0.00010	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
21	0.00112	0.00025	0.00025	0.00014	0.00031	0.00019	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012
22	0.00003	0.00003	0.00003	0.00002	0.00009	0.00012	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002
23	0.00026	0.00048	0.00024	0.00022	0.00021	0.00019	0.00012	0.00012	0.00012	0.00012
24	0.00029	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00014	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
25	0.00042	0.00014	0.00000	0.00000	0.00000	0.00014	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
26	0.00032	0.00013	0.00016	0.00015	0.00013	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
27	0.00037	0.00033	0.00026	0.00003	0.00035	0.00053	0.00017	0.00029	0.00016	0.00016
28	0.00108	0.00008	0.00022	0.00007	0.00006	0.00027	0.00005	0.00027	0.00009	0.00009
29	0.00003	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
30	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
31	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
32	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
33	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
34	0.00005	0.00007	0.00006	0.00003	0.00004	0.00036	0.00021	0.00036	0.00036	0.00036
35	0.00040	0.00047	0.00037	0.00037	0.00039	0.00036	0.00035	0.00036	0.00036	0.00036
36	0.00160	0.00263	0.00237	0.00237	0.00139	0.00237	0.00065	0.00195	0.00195	0.00195
37	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
38	0.00039	0.00017	0.00016	0.00027	0.00028	0.00029	0.00013	0.00024	0.00014	0.00014
39										
SUMME	0.06752	0.15379	0.23732	0.07381	0.05938	0.07632	0.02625	0.08556	0.04327	0.03929

[illegible]

[illegible]

Tabelle A 13: SO₂ Meßwerte

Meßstelle	SO ₂ mg m ⁻³								Mittelwert	Standardabweichung
	2/71	3/71	4/71	1/72	2/72	3/72	4/72	1/73		
1 Bad Harburg	0,044	0,014	0,041	0,089	0,027	0,029	0,139	0,092	0,0594	0,0429
2 Schöenberg	0,053	0,022	0,087	0,117	0,008	0,020	0,131	0,081	0,0649	0,0404
3 Bornum	0,049	0,051	0,093	0,154	0,011	0,022	0,104	0,078	0,0703	0,0469
4 Niederdorfelden	0,031	0,036	0,079	0,137	0,032	0,039	0,071	0,079	0,0630	0,0365
5 Praunheim	0,045	0,086	0,126	0,153	0,034	0,033	0,081	0,104	0,0828	0,0440
6 Seebach	0,062	0,050	0,072	0,117	0,020	0,042	0,091	0,209	0,0829	0,0590
7 Ffm, Bertramleise	0,050	0,037	0,124	0,141	0,023	0,017	0,139	0,137	0,0835	0,0564
8 Ffm, Bockenheim	0,070	0,081	0,093	0,169	0,042	0,030	0,138	0,205	0,1035	0,0618
9 Ffm, Bornheim	0,056	0,031	0,116	0,113	0,031	0,045	0,114	0,233	0,0924	0,0680
10 Hanau	0,034	0,049	0,073	0,114	0,059	0,036	0,051	0,078	0,0618	0,0263
11 Dietesheim	0,049	0,044	0,058	0,101	0,023	0,036	0,061	0,130	0,0628	0,0356
12 Langenhahn/Lorsbach	0,041	0,045	0,080	0,083	0,026	0,037	0,061	0,147	0,0650	0,0389
13 Höchst	0,036	0,071	0,056	0,135	0,028	0,035	0,061	0,071	0,0616	0,0340
14 Ffm, Kuwaldstiedlung	0,071	0,104	0,074	0,186	0,108	0,037	0,122	0,075	0,0971	0,0447
15 Ffm, Alte Mainzer gasse	0,062	0,064	0,177	0,145	0,047	0,028	0,115	0,099	0,0921	0,0513
16 Ffm, Osthafen	0,096	0,080	0,100	0,150	0,075	0,060	0,102	0,109	0,0965	0,0271
17 Offenbach, Waldstraße	0,036	0,066	0,115	0,125	0,022	0,042	0,080	0,136	0,0778	0,0436
18 Niederrad	0,040	0,074	0,234	0,127	0,033	0,038	0,083	0,176	0,1006	0,0731
19 Sachsenhausen, Wendelweg	0,052	0,052	0,069	0,168	0,036	0,027	0,095	0,089	0,0735	0,0450
20 Sachsenhausen, Briandling	0,043	0,042	0,042	0,159	0,060	0,035	0,091	0,092	0,0705	0,0422
21 Offenbach, Stadtwald	0,111	0,023	0,092	0,157	0,051	0,064	0,092	0,119	0,0886	0,0422
22 Unterschweinleie	0,040	0,037	0,082	0,087	0,032	0,022	0,092	0,101	0,0616	0,0317
23 Möndwald	0,088	0,054	0,100	0,114	0,045	0,036	0,060	0,100	0,0746	0,0293
24 Spendlingen	0,043	0,032	0,076	0,195	0,028	0,043	0,079	0,131	0,0784	0,0580
25 Dietzenbach	0,055	0,032	0,085	0,104	0,027	0,027	0,120	0,077	0,0659	0,0362
26 Langen	0,061	0,038	0,178	0,108	0,040	0,037	0,051	0,092	0,0756	0,0490

Tabelle A 14:

Eigenwerte und %-Anteile der erklärten Varianz

Faktor	Eigenwert	Anteil der erklärten Varianz in %	Kumulierte %-Anteile
1	18.51597	71.2	71.2
2	2.78884	10.7	81.9
3	1.97357	7.6	89.5
4	1.45849	5.6	95.1
5	0.71464	2.7	97.9
6	0.29625	1.1	99.0
7	0.25224	1.0	100.0
8	0.0	0.0	100.0
9	0.0	0.0	100.0
10	0.0	0.0	100.0
11	0.0	0.0	100.0
12	0.0	0.0	100.0
13	0.0	0.0	100.0
14	0.0	0.0	100.0
15	0.0	0.0	100.0
16	0.0	0.0	100.0
17	0.0	0.0	100.0
18	0.0	0.0	100.0
19	0.0	0.0	100.0
20	0.0	0.0	100.0
21	0.0	0.0	100.0
22	0.0	0.0	100.0
23	0.0	0.0	100.0
24	0.0	0.0	100.0
25	0.0	0.0	100.0
26	0.0	0.0	100.0

Tabelle A 15 : Unrotierte Faktorladungen

Meßstation	FAKTOR 1	FAKTOR 2	FAKTOR 3	FAKTOR 4	FAKTOR 5	FAKTOR 6	FAKTOR 7
1	0.70603	-0.06569	-0.52139	0.46662	0.04194	0.08306	-0.01779
2	0.86975	-0.07456	-0.06915	0.46879	-0.03594	-0.05514	-0.07428
3	0.93073	0.24448	0.11562	0.16226	0.02113	-0.13965	-0.11113
4	0.93536	-0.23078	0.12401	-0.07277	0.00157	0.14357	-0.17475
5	0.69927	-0.004704	-0.35601	-0.09651	0.16820	-0.12608	-0.04155
6	0.78239	0.41451	-0.40212	-0.22437	0.00585	-0.06041	0.01777
7	0.95020	0.12814	-0.03578	0.27153	0.06511	-0.02011	0.02229
8	0.91223	0.14065	-0.31916	-0.09636	0.12605	-0.09795	0.10668
9	0.74407	0.53515	-0.28953	-0.05639	0.01461	0.10140	0.03672
10	0.84310	-0.22577	0.21968	-0.33085	0.07799	0.26070	0.08007
11	0.86852	0.26277	-0.28996	-0.29363	-0.03006	-0.07138	-0.01417
12	0.78972	0.52896	-0.16986	-0.23415	0.07157	0.03981	0.07213
13	0.81222	-0.41222	0.07513	-0.28082	0.16103	-0.17553	-0.14316
14	0.58394	-0.74687	0.02451	-0.03920	0.18579	-0.01534	-0.25360
15	0.52217	-0.08367	0.47208	0.29416	0.05679	0.01663	0.05659
16	0.92487	-0.28744	0.04090	-0.03938	-0.17667	-0.09671	0.12297
17	0.92116	0.27973	0.10823	-0.12140	0.18159	-0.09976	-0.11046
18	0.71544	0.51741	0.44527	0.01903	0.13684	0.05513	0.00598
19	0.91813	-0.36907	-0.03380	-0.04424	-0.01555	-0.03842	-0.02902
20	0.81770	-0.47370	-0.24066	-0.14841	-0.00060	0.16420	0.02669
21	0.81272	-0.07874	-0.11511	-0.00860	0.22709	0.05927	-0.06350
22	0.92777	0.22093	-0.10435	-0.22709	0.12200	0.04875	0.10350
23	0.84462	0.12854	0.24117	-0.13405	-0.36479	-0.18014	0.16865
24	0.93289	-0.17537	-0.07614	-0.23213	-0.09743	0.09308	-0.14131
25	0.85561	-0.07837	-0.07795	0.50500	-0.00879	-0.01975	-0.01372
26	0.64142	0.34555	0.65259	0.08485	-0.15853	0.10424	0.01031

Tabelle A 16: Varimax rotierte Faktorladungen

Meßstation	FAKTOR 1	FAKTOR 2	FAKTOR 3	FAKTOR 4	FAKTOR 5	FAKTOR 6	FAKTOR 7
1	0,6611	0,3900	-0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
2	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
3	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
4	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
5	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
6	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
7	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
8	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
9	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
10	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
11	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
12	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
13	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
14	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
15	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
16	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
17	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
18	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
19	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
20	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
21	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
22	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
23	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
24	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
25	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172
26	0,6611	0,3900	0,1727	0,6713	0,0724	-0,0747	0,4172

Anhang 5: Luftindizes

1) Mitre Air Quality Index (MAQI)¹⁾

Der MAQI-Index setzt sich aus 5 Subindizes zusammen und wird jährlich berechnet.

$$MAQI = \sqrt{I_C^2 + I_S^2 + I_P^2 + I_n^2 + I_O^2}$$

wobei

I_C = Index für die Verschmutzung mit Carbon Monoxid (CO)

I_S = Index für die Verschmutzung mit Sulfurdioxid (SO_x)

I_P = Index für die Verschmutzung mit Staub

I_n = Index für die Verschmutzung mit Nitrogendioxid (NO_x)

I_O = Index für die Verschmutzung mit Fotochemischer Oxidation (OX)

wobei

$$I_C = \sqrt{\left(\frac{C_{C8}}{S_{C8}}\right)^2 + \epsilon \left(\frac{C_{C1}}{S_{C1}}\right)^2}$$

C_{C8} = Maximum der beobachteten Konzentration innerhalb von 8 Stunden von Carbon Monoxid

S_{C8} = Standard für die maximale Konzentration von Carbon Monoxid innerhalb von 8 Stunden

C_{C1} = Maximum der beobachteten Konzentration von Carbon Monoxid innerhalb einer Stunde

S_{C1} = Standard für die maximale Konzentration von Carbon Monoxid innerhalb von einer Stunde

$$I_S = \sqrt{\left(\frac{C_{SG}}{S_{SG}}\right)^2 + \epsilon_1 \left(\frac{C_{S24}}{S_{S24}}\right)^2 + \epsilon_2 \left(\frac{C_{S3}}{S_{S1}}\right)^2}$$

1) Siehe hierzu, environmental quality the third annual report of the council on environmental quality, Washington D. C. 1972, S.34 ff.

C_{SG} = Jährlicher Mittelwert der beobachteten Konzentration von Schwefeldioxid

S_{SG} = Standard für die durchschnittliche jährliche Konzentration von Schwefeldioxid

C_{s24} = Maximum der beobachteten Konzentration von Schwefeldioxid innerhalb von 24 Stunden

S_{s24} = Standard für die Konzentration von Schwefeldioxid innerhalb von 24 Stunden

C_{s3} = Maximum der beobachteten Konzentration von Schwefeldioxid innerhalb von drei Stunden

S_{s3} = Standard für die Konzentration von Schwefeldioxid innerhalb von 3 Stunden

$$\epsilon_1 = \begin{cases} 1 & \text{wenn } C_{s24} \geq S_{s24} \\ 0 & \text{sonst} \end{cases}$$

$$\epsilon_2 = \begin{cases} 1 & \text{wenn } C_{s3} \geq S_{s3} \\ 0 & \text{sonst} \end{cases}$$

$$I_P = \sqrt{\left[\frac{C_{pG}}{S_{pG}} \right]^2 + \epsilon \left[\frac{C_{p24}}{S_{p24}} \right]^2}$$

C_{pG} = Jährliches geometrisches Mittel der Staubkonzentration

S_{pG} = Standard für die jährliche Staubkonzentration

C_{p24} = Maximum der beobachteten Konzentration von Staub innerhalb von 24 Stunden

S_{p24} = Standard für die Staubkonzentration innerhalb von 24 Stunden

$$\epsilon = \begin{cases} 1 & \text{wenn } C_{p24} \geq S_{p24} \\ 0 & \text{sonst} \end{cases}$$

$$I_n = \frac{C_{nG}}{S_{nG}}$$

C_{NG} = Jährliches Mittel der beobachteten Konzentration von Nitrogendioxid

S_{NG} = Standard für die jährliche Konzentration von Nitrogendioxid

$$I_C = \frac{C_{O1}}{S_{O1}}$$

C_{O1} = Maximum der beobachteten Konzentration von fotochemischer Oxidierung

2) Extrem Value Index (EVI)

Die Formel für den EVI-Index lautet:

$$EVI = \sqrt{E_C^2 + E_S^2 + E_P^2 + E_O^2}$$

E_C = Extremwertindex für Carbonmonoxid

E_S = Extremwertindex für Sulfurdioxid

E_P = Extremwertindex für Staub

E_O = Extremwertindex für photochemische Oxidierung

wobei:

$$E_C = \sqrt{\left(\frac{A_{C8}}{S_{C8}}\right)^2 + \left(\frac{A_{C1}}{S_{C1}}\right)^2}$$

$A_{C8} = \sum_{i=1}^8 (C_{C8})_i$ (ist Akkumulation der Werte für die achtstündige Carbonmonoxidmessung, bei denen der Standard der Carbonmonoxidkonzentration überschritten wurde),

wobei:

$$\epsilon_i = \begin{cases} 1 & \text{wenn } (C_{C8})_i \geq S_{C8} \\ 0 & \text{sonst} \end{cases}$$

S_{C8} = Standard für die achtstündige Konzentration von Carbonmonoxid

$A_{C1} = \sum_{i=1}^1 (C_{C1})_i$ (ist die Akkumulation der Werte der einstündigen Carbonmonoxidmessung, die den Standard der einstündigen Carbonmonoxidkonzentration überschreiten),

wobei:

$$\delta_i = \begin{cases} 1 & \text{wenn } (C_{c1})_i \geq S_{c1} \\ 0 & \text{sonst} \end{cases}$$

C_{c1} = Maximaler Wert der einstündigen Carbonmonoxidkonzentration

S_{c1} = Standard der einstündigen Konzentration von Carbonmonoxid

$$E_s = \sqrt{\left(\frac{A_{s24}}{S_{s24}}\right)^2 + \left(\frac{A_{s3}}{S_{s3}}\right)^2}$$

wobei:

$$A_{s24} = \sum_i \delta_i (C_{s24})_i$$

$$\delta_i = \begin{cases} 1 & \text{wenn } (C_{s24})_i \geq S_{s24} \\ 0 & \text{sonst} \end{cases}$$

C_{s24} = Maximaler Wert der vierundzwanzigstündigen Schwefeldioxidkonzentration

S_{s24} = Standard der vierundzwanzigstündigen Schwefeldioxydkonzentration

$$A_{s3} = \sum_i \delta_i (C_{s3})_i$$

$$\delta_i = \begin{cases} 1 & \text{wenn } (C_{s3})_i \geq S_{s3} \\ 0 & \text{sonst} \end{cases}$$

C_{s3} = Maximaler Wert der dreistündigen Schwefeldioxidkonzentration

S_{s3} = Standard für die dreistündige Schwefeldioxydkonzentration

$$E_p = \frac{A_{p24}}{S_{p24}}$$

wobei:

$$A_{p24} = \sum_i \delta_i (C_{p24})_i$$

$$\delta_i = \begin{cases} 1 & \text{wenn } (C_{p24})_i \geq S_{p24} \\ 0 & \text{sonst} \end{cases}$$

C_{p24} = Staubmenge innerhalb von 24 Stunden

S_{p24} = Standard für die Staubmenge innerhalb von 24 Stunden

$$E_o = \frac{A_{o1}}{S_{o1}}$$

wobei:

$$A_{o1} = \sum_i \delta_i (C_{o1})_i$$

$$\delta_i = \begin{cases} 1 & \text{wenn } (C_{o1})_i \geq S_{o1} \\ 0 & \text{sonst} \end{cases}$$

C_{o1} = Maximaler Wert der photochemischen Oxidierung innerhalb einer Stunde

S_{o1} = Standard für die maximale photochemische Oxidierung innerhalb einer Stunde

3) Oak Ridge Air Quality Index (ORAQI) ¹⁾

Die Formel für den ORAQI-Index lautet:

$$\text{ORAQI} = \left[5,7 \frac{C_i}{S_i} \right]^{1,37}$$

C_i = Jährlicher Mittelwert der beobachteten Konzentration von Schadstoff i

S_i = Standard für die 24-stündige Konzentration von Schadstoff i

In den Index gehen die gleichen Schadstoffe wie in den MAQI-Index ein. (CO, SO_x, Staub, NO₂, OX.)

4) Combined Pollution Index for Measurement of total air pollution (PINDEX) ²⁾

Die Formel lautet:

$$\text{PINDEX} = \frac{\text{PM}}{375} + \frac{\text{SO}_x}{1430} + \frac{\text{NO}_x}{514} + \frac{\text{CO}}{40000} + \frac{\text{HC}}{19300} + \frac{\text{OX}}{214} + \text{SYN}$$

1) Siehe hierzu, Council on Environment Quality, Air Pollution Indices, A Compendium and Assessment of Indices Used in the United States and Canada, Washington D. C. 1975, S.24.

2) Lyndon R. Babcock, a combined pollution index for measurement of total air pollution, in: Journal of Air Pollution Control Association, Vol. 20, No. 10, 1970, S.653 ff.

wobei:

PM = Staub

SO_x = Schwefeldioxid

NO_x = Nitrogendioxid

CO = Carbon Monoxid

HC = Hydrocarbon

OX = Photochemische Oxidierung

$$\text{SYN} = \begin{cases} \frac{\text{SO}_x}{1430} & \text{wenn } \frac{\text{SO}_x}{1430} < \frac{\text{PM}}{375} \\ \frac{\text{PM}}{375} & \text{wenn } \frac{\text{PM}}{375} < \frac{\text{SO}_x}{1430} \end{cases}$$

5) Pollutand Standards Index (PSI)¹⁾

6) Ontario Air Pollution Index (API)²⁾

Die Formel lautet:

$$\text{API} = 0,2(30,5 \cdot \text{COH} + 126,0 \cdot \text{SO}_2)^{1,35}$$

wobei:

SO₂ = 24stündiger Mittelwert von Schwefeldioxid

COH = 24stündiger Mittelwert von Staub

7) Green's combined Index (CI)³⁾

$$\text{CI} = 0,5(84,0 \text{ SO}_2^{0,431} + 26,6 \text{ COH}^{0,576})$$

-
- 1) Vgl. Environmental Protection Agency, Environmental News, Washington D. C., 23.8.76, siehe nächste Seite.
 - 2) Vgl. L. Shenfeld, Note on Ontario's Air Pollution Index and Alert System, in: Journal of the Air Pollution Control Association, Vol. 20, No. 9, 1970.
 - 3) Vgl. Council on Environmental Quality, Air Pollution Indices, A Compendium and Assessment of Indices Used in the United States and Canada, Washington D. C. 1975, S.24.

PSI:

Indexwert	Luftqualität	Schadstoffkonzentration					Luftqualität in bezug auf gesundheitliche Nebenwirkungen
		Staub (24-Stunden) g/m ³	SO ₂ (24-Stunden) g/m ³	CO (8-Stunden)	O ₃ (1-Stunde)	NO ₂ (1-Stunde)	
500	sehr gefährlich	1000	2620	57,5	1200	3750	gefährlich
400	Notfall	875	2100	46,0	1000	3000	
300	Warnung	625	1600	34,0	800	2260	sehr ungesund
200	Wachsamkeit	375	800	17,0	400	1130	ungesund
100	Erfüllung der NAAQS-Standards	260	365	10,0	160	Werte gehen nicht mehr in Index ein	keine Gesundheitsschäden
50	Unterschreitung der NAAQS-Standards um 50 %						gut

8) Air Quality Index (AQI)¹⁾

Die Formel lautet:

$$AQI = \sum_i W_i PI_i$$

wobei:

W_i = Gewicht für Schadstoff PI_i

PI_i = standardisierter Index für den Schadstoff i (üblicherweise gehen in den Index die Schadstoffe CO, SO₂, NO₂, OX und Staub ein)

wobei:

$$PI_i = \bar{Y} + \frac{S \cdot (X_i - \bar{X}_i)}{S_i}$$

$\bar{Y}$ = Mittlerer Emissionswert

S = Standardabweichung des Emissionswertes

X_i = Mit Hilfe eines Diffusionsmodells berechneter Immissionswert für Schadstoff i

$\bar{X}$ = Mittlerer Immissionswert für Schadstoff i

S_i = Standardabweichung des Immissionswertes i

9) Primary Standards Index (PSI)²⁾

$$PSI_i = 100 \frac{C_i}{S_{si}}$$

C_i = Schadstoff i

C_{si} = Standard für Schadstoff i

Es gehen ein Carbon Monoxid, Sulfur Dioxid, Nitrogenoxid und photochemische Oxidierung. Ein aus den einzelnen Subindizes bestehender Gesamtindex wird nicht berechnet.

1) Vgl. ebenda, S.24.

2) Vgl. ebenda, S.161 ff.

10) Air Quality Index von Inhaber¹⁾

Der Air Quality Index von Inhaber setzt sich aus 3 Subindizes zusammen, einem Immissionsindex (Index of Specific Pollutants) für Ballungsgebiete, einem Index für das Umland von Ballungsgebieten (Index Of Inter-Urban Air Quality) und einem Emissionsindex (Index Of Industrial Emissions) für ländliche Regionen. Die Formel für den Gesamtindex lautet

$$I = \sqrt{\frac{5(I_{sp})^2 + 3(I_{reg})^2 + 2(I_{ie})^2}{10}}$$

wobei:

I_{sp} = Index Of Specific Pollutants

I_{reg} = Index Of Inter-Urban Air Quality

I_{ie} = Index Of Industrial Emissions

$$I_{sp} = \sqrt{\frac{(I_{SO_2})^2 + 0,5(I_{SPM})^2 + 0,5(I_{COH})^2 + (I_{CO})^2 + (I_{OX})^2 + (I_{NO_x})^2}{5}}$$

Der Index I_{sp} setzt sich aus 6 Subindizes zusammen.

I_{SPM} = Staubindex

I_{SO_2} = Sulfurdioxidindex

I_{COH} = Staubindex (berechnet nach einem anderen Meßverfahren)

I_{CO} = Carbonmonoxidindex

I_{OX} = Index der photochemischen Oxidierung

I_{NO_x} = Nitrogenoxidindex

wobei:

$$I_{SPM} = \sqrt[n]{(C_1 \cdot C_2 \cdot \dots \cdot C_n) / 70}$$

n = Anzahl der wöchentlichen Meßwerte einer Station innerhalb eines Monats

C_i = wöchentliche Konzentrationen in $\mu\pi^3$

1) H. Inhaber, A Set Of Suggested Air Quality Indices For Canada, in: Atmospheric Environment, Vol. 9, 1975, S.353-364.

Der jährliche Mittelwert des I_{SPM} -Index einer Station wird aus dem arithmetischen Mittel der monatlichen Werte berechnet. Zur Berechnung des jährlichen Mittelwertes aller Stationen wird jede Station mit den in ihrer Region lebendem Anteil der Gesamtbevölkerung gewichtet.

Die Indizes für die übrigen 5 Schadstoffe werden nach der Formel

$$I = \frac{1}{2} S_A \left[C_A + \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (C_{di})^2}{n}} \right]$$

ermittelt.

C_A = Jährlicher Mittelwert

S_A = Jährlicher Standard

C_{di} = Monatliche Meßwerte von Schadstoffen

n = Zahl der Messungen innerhalb eines Monats

Der Index I_{reg} hat die Form

$$I_{reg} = \frac{V_{fn}}{2V_{ap}}$$

V_{ap} = Durchschnittliche Sichtweite zu einem Punkt in festgelegter Entfernung an anderen Flughäfen

V_{fn} = Durchschnittliche Sichtweite zu zwei festgelegten Punkten auf einem Flughafen der beobachteten Region

Der Index I_{ie} hat die Form

$$I_{ie} = \frac{E_{ic}}{P_c} \bigg/ \frac{E_i}{P_{can}}$$

E_{ic} = Summe der industriellen Emissionen des Schadstoffes i für eine Region

E_i = Summe der industriellen Emissionen des Schadstoffes i für ganz Kanada

P_c = Bevölkerung einer Region

P_{can} = Bevölkerung in Kanada insgesamt

11) Oak Ridge National Laboratory Index (ORNL)¹⁾

Vorgeschlagen werden drei Formeln

$$a) \text{ ORNL}(1) = \frac{\sum_{i=1}^k W_i P_i}{\sum_{i=1}^k W_i}$$

$$b) \text{ ORNL}(2) = \frac{\sum_{i=1}^k W_i \cdot P_i}{k}$$

$$c) \text{ ORNL}(3) = \left[\prod_{i=1}^k P_i (W_{\min}/W_i) \right]^{1/k}$$

wobei:

$$W_i = \frac{\delta_i}{(S_i - u_i)}$$

δ_i = Standardabweichung von Schadstoff i

u_i = Mittelwert von Schadstoff i

S_i = Immissionsstandard von Schadstoff i

P_i = Mit Hilfe von S_i standardisierter Meßwert

1) Vgl. W. D. Shults und John J. Beauchamp, Statistically Based Air Quality Indices, in: Indicators of Environmental Quality, a.a.O., S.199 ff.

Anhang 6: Wasserindizes

- 1) Water Quality Index (WQI) der National Sanitation Foundation (NSF) ^{1) 2)}.

Von der NSF werden ein additiver und ein multiplikativer Index berechnet, die jeweils neun Parameter berücksichtigen.

a) Der additive Index lautet:

$$WQI(A) = \sum_{i=1}^9 w_i \cdot q_i ; \sum_{i=1}^9 w_i = 1$$

b) Der multiplikative Index lautet:

$$WQI(M) = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} ; \sum_{i=1}^9 w_i = 1$$

wobei:

q_i = Qualität des i-ten Parameters

In den Index geht also der Wert der Schadstoffkonzentration selber nicht ein, sondern ein Wert zwischen 0 und 100, der die Qualität der jeweiligen Schadstoffkonzentration widerspiegeln soll. Für jeden Schadstoff ist mithin eine solche Qualitätsfunktion definiert.

w_i = Gewicht des i-ten Parameters

Die Gewichte der einzelnen Parameter sind der folgenden Tabelle zu entnehmen.

-
- 1) Siehe hierzu, Nina I. McClelland, Water Quality Index Application In The Kansas River Basin, U. S. Environmental Protection Agency, Kansas City 1974, S.6 ff.
- 2) Vgl. Robert M. Brown u. a., A Water Quality Index - Crashing The Psychological Barrier, in: Indicators of Environmental Quality, Edited by William A. Thomas, Plenum Press, New York 1972, S.173 ff.

Tabelle A 17: Parameter und Gewichte des WQ-Index

Parameter	Gewicht
Dissolved Oxygen (DO)	0,17
Fecal Coliform Density ¹⁾ (FC); no/100 ml	0,16
ph-Wert	0,11
Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BOD ₅); mg/l	0,11
Nitrate (NO ₃); mg/l	0,10
Phosphate (PO ₄); mg/l	0,10
Temperatur (T); °C	0,10
Trübheit (JTU); Jackson turbidity units	0,08
Feststoffe (TS); mg/l	0,07

2) Fish and wildlife index (FAWL)^{2) 3)}

Die Formel für den FAWL-Index lautet:

$$FAWL = \sum_{i=1}^9 w_i \cdot q_i$$

wobei:

q_i = Qualität des i-ten Parameters

w_i = Gewicht des i-ten Parameters

Mit Hilfe einer Delphi-Umfrage wurden für jeden Parameter eine zwischen 0 und 100 verlaufende Qualitätsfunktion und ein Gewicht bestimmt.

1) Auf eine exakte Übersetzung wurde verzichtet.

2) Vgl. Brown u. a., ebenda, S.177 ff.

3) Michael Fredrick O'Connor, The Application of Multi-Attribute Scaling Procedures To The Development Of Indices Of Water Quality, Ph. D. dissertation, University of Michigan 1972, S.48.

Tabelle A 18: Parameter und Gewichte des FAWL-Index

Die in den Index eingehenden Parameter und die entsprechenden Gewichte sind der folgenden Tabelle zu entnehmen.

Parameter	Gewicht
Dissolved Oxygen	0,206
Temperatur	0,169
ph-Wert	0,142
Phenole	0,099
Trübheit	0,088
Ammoniak	0,084
Gelöste Feststoffe	0,074
Nitrate	0,074
Phosphate	0,064

3) Public water supply-Index (PWS)¹⁾

Die Formel für den PWS-Index lautet:

$$PWS = \sum_{i=1}^{13} w_i \cdot q_i$$

wobei:

q_i = Qualität des i-ten Parameters

w_i = Gewicht des i-ten Parameters

Gewichte und Qualitätsfunktionen der Parameter wurden wie bei dem FAWL-Index mit Hilfe einer Delphi-Umfrage ermittelt. Die Qualität des einzelnen Parameters kann ebenfalls jeweils zwischen 0 und 100 liegen.

Die in den Index eingehenden Parameter und die entsprechenden Gewichte sind der folgenden Tabelle zu entnehmen.

1) Ebenda, S.48.

Tabelle A 19: Parameter und Gewichte des PWS-Index

Parameter	Gewicht
Fecal coliforms	0,171
Phenole	0,104
Gelöste Feststoffe	0,084
ph-Wert	0,079
Fluorid	0,079
Härte	0,077
Nitrate	0,070
Chloride	0,060
Alkalinität	0,058
Trübheit	0,058
Dissolved Oxygen	0,056
Farbe	0,054
Sulfate	0,050

4) Water Quality Index von Inhaber¹⁾

Der Index lautet:

$$WQI(I) = \sqrt{\frac{(I_{lt})^2 + (I_{amb})^2}{2}}$$

Er setzt sich aus einem Subindex für Abwasser (I_{lt}) und einem Subindex für die Wasserqualität (I_{amb}) zusammen,

wobei

$$I_{amb} = \sqrt{\frac{(I_{TM})^2 + (I_{turb})^2 + (I_{fish})^2}{3}}$$

$$I_{TM} = \sqrt{\frac{(I_{tox})^2 + (I_{LCZ})^2 + (I_H)^2}{3}} ; \text{ (Index für Spurenmetalle)}$$

I_{tox} = Index für toxische Elemente (Cadmium und Chromium).
Indexwerte liegen zwischen 0 und 1

I_{LCZ} = Index für Litium, Kupfer und Zink. Indexwerte liegen
zwischen 0 und 1

1) H. Inhaber, An Approach To A Water Quality Index For Canada, in: Water Research, Vol. 9, 1975, S.821-833.

I_H = Index für die Wasserhärte. Indexwerte wurden wiederum auf Werte zwischen 0 und 1 normiert

$$I_{\text{turb}} = \sqrt{\frac{(I_d)^2 + (I_{\text{cr}})^2}{2}} ; \quad (\text{Index für Wassertrübung})$$

I_d = Index für Trinkwassernutzung

I_{cr} = Index für Wassernutzung zur Erholung

Die letztgenannten Subindizes können wiederum Werte zwischen 0 und 1 einnehmen.

$$I_{\text{fish}} = \frac{W'_1 C_1 + W'_2 C_2 + W'_3 C_3 + \dots + W'_i C_i + \dots}{0,5 (W'_1 + W'_2 + W'_3 + \dots + W'_i + \dots)}$$

C_i = Quecksilbergehalt in Fischart i

W_i = Gefangene Menge der Fischart i

0,5 ppm ist der Standard für den maximalen noch unschädlichen Quecksilbergehalt in Fischen.

$$I_{\text{lt}} = \frac{E_{11} + E_{12} + E_{13} + E_{14} + E_{15}}{E_{11B} + E_{12B} + E_{13B} + E_{14B} + E_{15B}} ; \quad (\text{Abwasserindex})$$

E_z = $W_1 P_1 + W_2 P_2 + \dots + W_7 P_7$ (definierte Abwassermenge)

W_i = Gewichtungsfaktor für Schadstoffe

P_i = Menge des Schadstoffes i innerhalb eines Jahres

E_{li} = Definierte Abwassermenge des Sektors i.

Berücksichtigt werden die öffentlichen Abwässer sowie die Abwässer der Papierindustrie, der Petroleumindustrie, der Fischindustrie und der Chlor- und Alkaliindustrie.

E_{liB} = Definierte Abwassermenge im Basisjahr i

An Schadstoffen gehen in den Index ein:

Tabelle A 20: Parameter und Gewichte des Index von Inhaber

Schadstoffe	Gewichtsfaktor
Biochemischer Sauerstoffbedarf	0,33
Suspendierte Feststoffe	0,04
Ammoniak	2
Phosphor	66,7
Phenole	1000
Zyanide	5
Quecksilber	200

Anhang 7: BELADO-Gesamtindex¹⁾

Der Index lautet²⁾ für die Umweltbelastung an einem Punkt (x,y) zur Zeit t

$$B(x,y,t) = \sum_{i=1}^6 P_i \cdot g_i, \quad \sum_{i=1}^6 g_i = 1$$

wobei:

g_i = Gewicht für Schadstoff i

$P_i = P_i(X_i)$ Normierter Wert des Schadstoffes i für den Meßwert X_i

$X_i = X_i(x,y,t)$

Sämtliche Meßwerte werden mit Hilfe einer Normierungsfunktion auf das Intervall [0-1] normiert. Die in den Index eingehenden Schadstoffe, ihre Gewichte sowie ihre Normierungsfunktionen sind der folgenden Tabelle zu entnehmen.

1) Siehe hierzu, Beiträge zur Umweltgestaltung, Heft B10, Umweltbelastungsmodell einer Großstadtregion, Berlin 1975.

2) Ebenda, S. 18 ff.

Schadstoff	Maßeinheit	Gewichte	Normierungsfunktion
SO ₂	mg/m ³	0,205	$P_{SO_2} = \begin{cases} \frac{1}{0,18^3} \cdot (X_{SO_2})^3 & ; 0 < X_{SO_2} < 0,18 \\ 1 & ; X_{SO_2} > 0,18 \end{cases}$
Staublader- schlag	g/m ² d	0,108	$P_{STaub} = \begin{cases} \frac{1}{0,85} \cdot X_{STaub} & ; 0 < X_{STaub} < 0,85 \\ 1 & ; X_{STaub} > 0,85 \end{cases}$
Taglärm	dB(A)	0,137	$P_{TL} = \begin{cases} 0 & ; 0 < X < 20 \\ \left[\frac{2^{0,1(LA_{TL}-40)}}{2^{0,1(LA_{TL}-40)}} \right] \cdot \frac{1}{5,66} - \left[\frac{2^{0,1(20-40)}}{2^{0,1(20-40)}} \right] \cdot \frac{1}{5,66} \cdot \frac{65-LA_{TL}}{45} & ; 20 < LA_{TL} < 65 \\ 1 & ; LA_{TL} > 65 \end{cases}$
Nachtlärm	dB(A)	0,304	$P_{NL} = \begin{cases} 0 & ; 0 < X < 20 \\ \left[\frac{2^{0,1(LA_{NL}-40)}}{2^{0,1(LA_{NL}-40)}} \right] \cdot \frac{1}{7} - \left[\frac{2^{0,1(20-40)}}{2^{0,1(20-40)}} \right] \cdot \frac{1}{2} \cdot \frac{50-LA_{NL}}{30} & ; 20 < LA_{NL} < 50 \\ 1 & ; LA_{NL} > 50 \end{cases}$
Grünflächen	Erreichbarkeit in m	0,150	$P_{Grün} = \begin{cases} 0 & ; \text{für } 0 < X_{Grün} < 300 \\ \frac{1}{500} \cdot (X_{Grün} - 300) & ; \text{für } 300 < X_{Grün} < 800 \\ 1 & ; \text{für } X_{Grün} > 800 \end{cases}$
Sport u. Spiel in m	Erreichbarkeit in m	0,096	$P_{S+S} = \begin{cases} 0 & ; \text{für } 0 < X_{S+S} < 300 \\ \frac{1}{900} \cdot (X_{S+S} - 300) & ; \text{für } 300 < X_{S+S} < 1200 \\ 1 & ; \text{für } X_{S+S} > 1200 \end{cases}$

LITERATURVERZEICHNIS

I. Bücher, selbständige Schriften sowie Beiträge in Zeitschriften und Sammelwerken

Anderson, Robert J., Jr. and Thomas Crocker, Air Pollution and the Residential Property Values, in: Urban Studies, Vol. 8, Number 3, Oct. 1971.

Dieselben, Air Pollution and Property Values: A Reply, in: Review of Economics and Statistics, Vol. LIV, 1972.

Apel, H., W. Fassing, W. Meißner, M. Tschirwitz, Ökonomische Aspekte des Umweltproblems, Eine Simulationsstudie für das Land Hessen, Frankfurt 1978.

Atkisson, Arthur and Richard S. Gaines (Hrsg.), Development of Air Quality Standards, Symposium on the Development of Air Quality Standards, Environmental Resources, Inc. Riverside, California.

Ayres, Robert U. and Ivars Gutmanis, Technological Change, Pollution and Treatment Cost Coefficients in Input-Output Analysis, in: Population, Resources, and The Environment, Vol. 3, Hrsg. U. S. Commission on Population Growth and the American Future. Population, Resources, and the Environment, Ronald G. Ridker, Editor, Washington D. C.: Government Printing Office, 1972.

Babcock, Lyndon R., a combined pollution index for measurement of total air pollution, in: Journal of Air Pollution Control Association, Vol. 20, No. 10, 1970, S. 653 ff.

Baltensperger, M., Die volkswirtschaftliche Quantifizierung des Umweltverzehr, in: Schweizerische Zeitschrift für Volkswirtschaft und Statistik, 108. Jahrgang, 1972.

Baltes, Helmut und Werner Nowak, Umweltstatistik - ein Instrument der Umweltplanung, in: Wirtschaft und Statistik, 4/74.

Banerjee, K., Index Numbers For Factorial Effects And their Connection With A Special Kind Of Irregular Fractional Plans Of Factorial Experiments, in: Journal of the American Statistical Association, Vol. LVIII, 1963.

Banerjee, K., On the Factorial Approach Providing the True Index of Cost of Living, Göttingen 1977.

Barlow, Richard E., Averaging Time And Maxima For Dependent Observations, in: Proceedings Of The Symposium On Statistical Aspects Of Air Quality Data, Ed.: Lawrence D. Komreich, U. S. Environmental Protection Agency, 10/74, S. 6 - 1 ff.

Bartelmus, Peter, Probleme der Entwicklung eines umweltstatistischen Systems, in: Statistische Hefte, Heft 2, 1973.

Bartels, Hildegard, Statistik als Hilfsmittel der Umweltpolitik, in: Allgemeines Statistisches Archiv, I/1975.

Baumol, William und Wallace E. Oates, Die Anwendung von Standards und Preisen zum Schutz der Umwelt, in: Umwelt und wirtschaftliche Entwicklung, Hrsg. Horst Siebert, Darmstadt 1979.

Belle, Gerald van Schneidermann, Martin, Some Statistical Aspects of Environmental Pollution and Protection, in: International Statistical Review, Vol. 41, No. 3.

Bender, Dieter, Makroökonomik des Umweltschutzes, Göttingen 1976.

Berry, Brian J. L., Frank E. Horton, environmental pollution and human health, in: urban environmental management, chapter 11, Prentice-Hall, Inc. 1974.

Besozzi, C., H. Zehnpfennig, Methodische Probleme der Index-Bildung, in: Techniken der Empirischen Sozialforschung, Bd. 5, Testen und Messen, Hrsg. Jürgen von Koolwijk und Maria Wieken-Mayser, Oldenburg 1976.

Blackman, A. Wade, An Innovation Index Based on Factor Analysis, in: Technological Forecasting And Social Change, 4/1973.

Bombach, G., Konsum oder Investition für die Zukunft?, in: Aufgabe Zukunft: Qualität des Lebens Band 7: Qualitatives Wachstum, Beiträge zur 4. internationalen Arbeitstagung der I. G. Metall, Frankfurt 1973.

Borries, Dietrich von, Zur Konstruktion von Umweltindizes, in: Allgemeines Statistisches Archiv, 1/75.

Bouma, F., Some Models for Determining the Value of Recreation Areas, in: P. Nijkamp (ed.) Environmental Economics, Vol. 2, Leiden 1976.

Box, G. E. P. and David A. Pierce, Distribution of Residual Autocorrelations in Autoregressive-Integrated Moving Average Time Series Models, in: Journal of the American Statistical Association, Vol. 65, 1970.

Box, G. E. P., Gwilym M. Jenkins, Time Series Analysis: Forecasting and Control, Revised Edition, Holden-Day, 1976.

Box, G. E. P. and G. C. Tiao, Intervention Analysis with Applications to Economic and Environmental Problems, in: Journal of the American Statistical Association, Vol. 70.

Brandt, C. Staffordt, Plants as Indicators of Air Quality, in: Indicators of Environmental Quality, Hrsg. William A. Thomas, Plenum Press, New York 1972.

Brian, Berry J. L., Frank E. Horton, urban environmental management, Prentice-Hall, Englewood's Cliffs 1974.

- Brown, Robert M. u. a., A Water Quality Index - Crashing The Psychological Barrier, in: Indicators of Environmental Quality, Edited by William A. Thomas, Plenum Press, New York 1972.
- Bruzelius, Nils, The Value of Travel Time, Croom Helm, London 1979.
- Bundesminister für Forschung und Technologie (Hrsg.), Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke, Bonn 1979.
- Bundesminister des Innern (Hrsg.), Bericht über die Wasserwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland, Bonn 1977.
- Bundesminister des Innern, Räumliche Erfassung der Emissionen ausgewählter luftverunreinigender Stoffe aus Industrie, Haushalt und Verkehr in der Bundesrepublik Deutschland 1960-1980, Bonn 1976.
- Bundesministerium des Innern, Überwachung der Luftqualität in der Bundesrepublik Deutschland 1960-1975, Bonn 1976.
- Burt, R., Durward Drewer, Estimation Of Net Social Benefits From Outdoor Recreation, in: Econometrica, Vol. 39, 5/71.
- Cansier, Dieter, Ökonomische Grundprobleme der Umweltpolitik, Beiträge zur Umweltgestaltung, Heft A 43, Berlin 1975.
- Cazis, Bernhard, Environmental Quality Indicators And Social Indicators, in: Problems of Environmental Economics, OECD, Paris 1972.
- Cicchetti, Charles, V. Kerry Smith, The Cost of Congestion, Ballinger Publishing Company, 1976.
- Dieselben, The Measurement of Individual Congestion Costs: An Economic Application to Wilderness Recreation, in: Theory and Measurement of Economic Externalities, in: Theory and Measurement of Economic Externalities, Edited by Steven A. Lin, Academic Press, New York 1976.
- Cicourel, Aaron V., Methode und Messung in der Soziologie, Frankfurt 1974.
- Clawson, Marion, Methods of Measuring the Demand for and Value of Outdoor Recreation, Resources For The Future, Washington, Fourth Printing 1972.
- Clelland, Nina I. Mc, Water Quality Index Application In The Kansas River Basin, U. S. Environmental Protection Agency, Kansas City 1974.
- Cochran, G. und G. Cox, Experimental Designs, Second Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York 1957.
- Conell, K. E. Mc, Estimating Net Benefits of Recreation Under Conditions of Excess Demand, in: Journal of Environmental Economics and Management, 2/76.
- O'Connor, Michael Fredrick, The Application of Multi-Attribute Scaling Procedures To The Development Of Indices Water Quality, Ph. D. dissertation, University of Michigan 1972.

Costner, H. L., Theory, Deduction and Rules of Correspondence, in: American Journal of Sociology, 75/1969.

Council on Environment Quality, Air Pollution Indices, A Compendium and Assessment of Indices Used in the United States and Canada, Washington D. C. 1975.

Council on Environmental Quality, The Third Annual Report, Environmental Quality, Washington D. C. 1972.

Council on Environmental Quality, The Sixth Annual Report, Environmental Quality, Washington D. C. 1975.

Craik, Kenneth H. and Ervin H. Zube (Hrsg.), Perceiving Environmental Quality, Issues in Perceived Environmental Quality, Institute for Man and Environment, University of Massachusetts, Amherst 1975.

Cremeans, John E., Conceptual and Statistical Issues in Developing Environmental Measures - Recent U. S. Experience, in: The review of income and wealth, series 23, number 2, june 1977.

Cremeans, John E., Capital Expenditures by Business for Air and Water Pollution Abatement, 1973 and Planned 1974, in: Survey of Current Business, July 1974.

Crocker, Thomas D., Urban Air Pollution Damage Functions: Theory and Measurement, Department of Economics University of California, Riverside.

Cserjan, Karoly, Subjektive und objektive Beurteilung von Immissionen, in: Mitteilungen des österreichischen Instituts für Raumplanung, Wien 1975.

Deyak, Timothy A. und V. Kerry Smith, Measuring the Impact of Air Pollution on Property Values, in: Journal of Regional Science, Vol. 15, 3/75.

Driscoll, Dennis M., Base Lines for Measuring Adverse Effects of Air Pollution: Some Evidence for Weather Effects on Mortality, in: Environmental Research, 4/71.

Donald, Gary C. Mc and Richard Schwing, Instabilities of Regression Estimates Relating Air Pollution To Mortality, in: Technometrics, Vol. 15, No. 3, August 1973.

Eichhorn, Wolfgang, What is an Economic Index?, in: Theory and Applications of Economic Indices, Edited by W. Eichhorn, R. Henn, O. Opitz, R. W. Shephard, Würzburg 1978.

Evans, Michael K., A Forecasting Model Applied to Pollution Control Costs, in: The American Economic Review, 1973.

Fazio, A. G. und M. L. O. Cascio, Evaluation of the Economic Effects of Anti-Pollution Public Policy: Proposal for an Econometric Analysis Model, in: Problems Of Environmental Economics, OECD, Paris 1972.

Feldengut, Karl, Umweltschutz und Arbeitsplätze, in: WSI Mitteilungen, 32. Jahrgang, 7/79.

Ferris Jr., Benjamin G., Test to Assess Effects of Low Levels of Pollutants on Human Health, in: Archives of Environmental Health, Vol. 21, Oct. 1970.

Fischer, A. und H. G. Hennings, Umweltstatistik in Nordrhein-Westfalen, Beiträge zur Statistik des Landes Nordrhein-Westfalen, Heft 326, Hrsg. Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik Nordrhein-Westfalen.

Fischer, David W., On the problems of measuring environmental benefits and costs, in: Social Science Information, April 1974, XIII-2

Flowerdew, A. N. J., The Cost of Airport Noise, in: The Statistician, Vol. 21, No. 1.

Förster, Wolfgang, Prognose von Zeitreihen mittels linear-rekursiver Funktionen, in: Proceedings in Operations Research 9, Hrsg. J. Schwarze u. a., Würzburg 1980.

Förster, Wolfgang, Prognose von Zeitreihen mittels linear-rekursiver Funktionen, in: Angewandte Prognoseverfahren, Hrsg. J. Schwarze, Herne/Berlin 1980.

Freeman III, A. Myrick, Air Pollution and Property Values: A Further Comment, in: Review of Economics and Statistics, Vol. LVI, 4/74.

Friend, A., Indicators ON the State of the Environment, Report on the "State of the Art" in Canada, Paper präsentiert auf der vom Wissenschaftszentrum Berlin organisierten Tagung, "Environmental Indicators - State of the Art in Industrialised Countries", December 6-8-1976, Berlin 1976.

Gabriel, Herwig, Klaus Zimmermann, Strategien zur Regulierung von Automobilemissionen, Meisenheim am Glan 1978.

Galtung, Johan, Theory and Methods of Social Research, überarbeitete Auflage, Oslo 1970.

Gehrig, Gerhard, Ökologische Input-Output-Modelle, in: Quantitative Modelle für ökonomisch-ökologische Analysen, Hrsg. Peter-Jörg Jansen, Otto Moeschlin, Otto Rentz, Meisenheim am Glan 1976.

Glasser, Marvin, Leonhard Greeburg, Air Pollution Mortality and Weather, in: Archives of Environmental Health, Vol. 22, März 1971.

Goldsmith, John R., Statistical Problems And Strategies in Environmental Epidemiology, in: Proceedings of The Sixth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability, Vol. VI, Effects of Pollution on Health, University of California Press, Berkeley and Los Angeles 1971.

Goldstein, Inge F. and Gloria Bock, Asthma and Air Pollution in Two Inner City Areas in New York, in: Journal Air Pollution Control Association, 1974, Vol. 24.

Grzesiak, Marian, A System Of Statistical Information On Environmental Statistics In Poland, in: Design Of Environmental Information Systems, Hrsg. Rolf A. Deininger, 1974 by Ann Arbor Science Publishers, Inc. P. O. Box 1425.

Hansmeyer, Heinrich, Anforderungen der Umweltpolitik an die amtliche Statistik, in: Allgemeines Statistisches Archiv, I/1975.

Hansmeyer, Karl-Heinrich, Volkswirtschaftliche Kosten des Umweltschutzes, in: Das Umweltproblem In Ökonomischer Sicht, Hrsg. Herbert Giersch, Tübingen 1974.

Hanssmann, Friedrich, Systemforschung im Umweltschutz, Berlin 1976.

Hause, Peter W., R. Williams, The Carrying Capacity of a Nation, Lexington Books, 1971.

Heintz, H. T., A. Hirshaft, National Benefits of Controlling Air Pollution, U. S. Environmental Protection Agency, Washington D. C. 1975.

Heinz, Ingo, Volkswirtschaftliche Kosten durch Luftverunreinigungen, Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, INFU Werkstattreihe Heft 4, Institut für Umweltschutz der Universität Dortmund, Dortmund 1980.

Herzog Jr., H. W., An Environmental Assessment of Future production - Related Technological Change: 1970-2000 (An Input-Output Approach), in: Technological Forecasting and Social Change 5, 1973.

Hotar, Georg, Einige Bemerkungen über Sozialkosten im allgemeinen und die Luftverschmutzung im besonderen als eine ihrer Erscheinungsformen, in: Zeitschrift für Ganzheitsforschung, Neue Folge, 17. Jg., Wien I 1973.

Inhaber, H., Aggregation And Indexing Problems Of Environmental Indicators, Paper For Conference on "Environmental Indicators - State of the Art in Industrialized Countries", Berlin December 6-8, 1976.

Inhaber, H., An Approach To A Water Quality Index For Canada, in: Water Research, Vol. 9, 1975.

Inhaber, H., A Set Of Suggested Air Quality Indices For Canada, in: Atmospheric Environment, Vol. 9, 1975.

Inhaber, H., Environmental Indices, John Wiley & Sons, New York 1976.

Inhaber, H., Environmental Quality: Outline for a National Index for Canada, in: Science, Vol. 186, 1974.

Jacksch, John H., Herbert H. Stoevener, Outpatient Medical Costs Related to Air Pollution, in the Portland Oregon Area, Socioeconomic Environmental Studies, US Environmental Protection Agency, Washington 1974.

Jenkins, Gwilym M., Practical Experiences with Modelling and Forecasting Time Series, Gwilym Jenkins & Partners, 1979.

Jennen, Jürgen und Klaus Zimmermann, Ein Ansatz zur Konstruktion eines Umweltgesamtindikators, in: Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik, Band 192, Heft 2, 1977.

Jennen, J., Indikatoren zur Beurteilung von Umweltqualität, Gutachten erstattet im Auftrag des Bundesministers des Innern, Köln 1975.

Jöhr, W., Zur Frage der Berücksichtigung der Umweltproblematik in der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, in: Schweizerische Zeitschrift für Volkswirtschaft und Statistik, 108. Jahrgang 1972.

Jürgensen, H., Allokationseffekte der "social costs" im Umweltschutz, Umweltbrief Nr. 3, Bundesministerium des Innern, Bonn 20.12.1973.

Kapp, K., Soziale Kosten der Marktwirtschaft, Frankfurt 1979.

Karsten, D. u. a., Schätzung der monetären Aufwendungen für Umweltschutzmaßnahmen bis zum Jahre 1980, Bericht des Battelle-Instituts e. V., Frankfurt am Main, vom September 1975 für das Bundesministerium des Innern.

Kayser, C., Umweltschutzzinvestitionen in der Industrie und im Bergbau Niedersachsens 1971-1973, Statistische Monatshefte Niedersachsen, Heft 2/75.

Kimball, Thomas C., Why Environmental Quality Indices? Indicators of Environmental Quality, Edited by: William A. Thomas, Plenum Press, New York 1972.

Kitschler, Wolfgang, Aufbau eines Informationssystems für Umweltplanung, in: Allgemeines Statistisches Archiv, I/1975.

Kneese, Allan V. and Blair T. Bower, Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions, John Hopkins Press, Baltimore 1968.

Kohn, Robert E., Price Elasticities of Demand and Air Pollution Control, in: Review of Economics and Statistics, Vol. LIV, 1972.

Körner, St., Erfahrung und Theorie, Frankfurt 1977.

Koshal, Rajindar K. And Manjulika Koshal, Externalities Of Air Pollution: Estimates For Heart Diseases, in: Social Indicators Research, 8 (1980).

Kumm, Jürgen, Wirtschaftswachstum Umweltschutz Lebensqualität, Eine systemanalytische Umweltstudie für die Bundesrepublik Deutschland bis zum Jahre 2000, Stuttgart 1975.

Lahmann, Erwin, Umwelt und Qualität des Lebens, Kommission der Europäischen Gemeinschaft, Brüssel 1974.

Lave, Lester B., Eugene P. Seskin, Air Pollution and Human Health, The John Hopkins University Press 1977.

Lave, Lester B., Air Pollution Damage: Some Difficulties in Estimating the Value of Abatement, in: Environmental Quality Analysis, Hrsg. Allen V. Kneese and Blair T. Bower, John-Hopkins University Press, Baltimore 1972.

Lave, Lester B. and Eugene P. Seskin, Health and Air Pollution, in: Swed. Journal of Economics, 1971, Vol 73.

Dieselben, Air Pollution and Human Health, in: Science, August 1970, Vol. 169.

Lave, Lester B. and Eugene P. Seskin, An Analysis of the Association Between U. S. Mortality and Air Pollution, in: JASA, June 1973, Vol. 68.

Lazarsfeld, Paul, Des Concepts aux Indices Empiriques, in: Le vocabulaire des sciences sociales, Hrsg. R. Boudon und P. Lazarsfeld, Paris 1965.

Lehbert, Berndt, Die volkswirtschaftlichen Kosten des Umweltschutzes, in: Weltwirtschaftliches Archiv, Zeitschrift des Instituts für Weltwirtschaft, Kiel, Band 108 (1972).

Leipert, Christian, Gesellschaftliche Berichterstattung, Berlin 1978.

Leontief, Wassily and Daniel Ford, Air pollution and the economic structure: empirical results of input-output computations, in: Input-Output Techniques Proceedings of the Fifth International Conference on Input-Output Techniques, Hrsg. A. Brody and A. P. Carter, Amsterdam 1972.

Leontief, Wassily, Umweltauswirkungen und Wirtschaftsstruktur: Ein Input-Output-Ansatz, in: Umwelt und wirtschaftliche Entwicklung, Hrsg. Horst Siebert, Darmstadt 1979.

Ligazzio, G., Emittenten und Emissionen, in: Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain, 5. Arbeitsbericht, Juni 1974, Hrsg. Regionale Planungsgemeinschaft Untermain, Frankfurt am Main.

Linstone, Harold A. und Murray Turoff (Hrsg.), The Delphi Method, Addison-Wesley Publishing Company, 1975.

Mäler, Karl Göran und Ronald E. Wyzger, Economic Measurement of Environmental Damage OECD, Paris 1976.

Majocchi, Alberto, Econometric Methods For Measuring The Shifting Of Pollution Control Costs On Prices And The Ensuing Effects On Exports, in: Rivista Internazionale Di Science Economiche E Commerciali, XXII (1975).

Majus, Joachim, Aufrechenbarkeit des Nutzens als methodischer Schwerpunkt der Anwendungsprobleme bei quantitativer Bewertung und Nutzwertanalyse, in: Umweltindikatoren als Planungsinstrument, Hrsg. Institut für Umweltschutz der Universität Dortmund, Berlin 1977.

Marans, Robert and Burkhardt Strümpel, The Role Of Subjective Indicators In An Environmental Indicators System, Paper presented at the Conference on Environmental Indicators, State of the Art in Industrialised Countries, Wissenschaftszentrum, Berlin Dezember 1976.

Marburger, Ernst Albrecht, Zur direkten Bewertung volkswirtschaftlicher Zusatzkosten in Form gesundheitlicher Schäden durch Abgasimmissionen des Straßenverkehrs, in: Zeitschrift für Verkehrswissenschaft, 4/77.

Marburger, Ernst Albrecht, Zur Frage der Beeinflussung von Haus und Grundstückspreisen durch straßenverkehrsabhängige Lärm- und Abgasimmissionen, in: Zeitschrift für Verkehrswissenschaft, 44. Jg.

Meißner, Werner und Erich Hödl, Positive ökonomische Aspekte des Umweltschutzes, Berichte 3/77, Umweltbundesamt.

Michalski, Wolfgang, Grundlegung eines operationalen Konzepts der social costs, Tübingen 1965.

Milbrath, Lester W. and Robert C. Sahr, Perceptions of Environmental Quality, in: Social Indicators Research, 1/1975.

Neyman, Jerzy, Assessing the Chain: Energy Crisis, Pollution and Health, in: Int. Stat. Rev., Vol. 43, 1975.

Neyman, Jerzy, Skeletal Plan Of A Comprehensive Statistical Health-Pollution Study, in: Proc. Sixth Berkeley Symp. on Math. Stat. and Prob. (L. Le Cam, J. Neyman, E. L. Scott eds.), University of California Press, Vol. 6 (1972). Held at the Statistical Laboratory, University of California Berkeley, July 1971.

Nourse, Hugh O., The Effect of Air Pollution on House Values, in: Land Economics, Vol. XLIII, 2/67.

OECD, Couts De La Lutte Contre La Pollution Dans L'Industrie De L'Aluminium de première fusion, Paris 1977.

OECD, Environmental Damage Costs, Paris 1974.

OECD Economic Measurement of Environmental Damage, von Karl Göran Mäler und Ronald E. Wyga, Paris 1976.

OECD, Photochemical oxidant air pollution, Paris 1975.

Offhaus, Ekkehard, Überwachung der Beseitigung bestimmter gewerblicher Abfälle, in: Landkreis 8/9, 1977.

Opsdoor, J. B. Damage by Environmental Pollution the Case of Noise Annoyance, in: P. Nijkamp (ed.) Environmental Economics, Vol. 2, Leiden 1976.

Osterkamp, Rigmar, Standards und Steuern als alternative Instrumente der Umweltschutzpolitik, Diss. München 1975.

Paul, M. E., Can Aircraft Noise Nuisance Be Measured in Money?, in: Oxford Economic Papers, New Series, Vol. 23, 3/71.

Peskin, Henry M., A National Accounting Framework for Environmental Assets, in: Journal of Environmental Economics and Management, 2/1976.

Peskin, Henry M. and Eugene P. Seskin, Cost Benefit Analysis of Water Pollution Policy, Urban Institute, Washington D. C. 1975.

Pethig, Rüdiger, Die gesamtwirtschaftlichen Kosten der Umweltpolitik, in: Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft 1977.

Pikul, R., Development of Environmental Indices, in: Statistical and Mathematical Aspects of Pollution Problems, edited by John W. Pratt, Marcel Decker, New York 1974.

Pindyck, R. S. and D. L. Rubinfeld, Econometric Models And Economic Forecasts, McGraw-Hill, 1976.

Polinsky, A. Mitchel and Steven Shavell, The Air Pollution and Property Value Debate, in: Review of Economics and Statistics, Vol. LVII, 1/75.

Pollack, Richard I., Studies Of Pollutant Concentration Frequency Distributions, U. S. Environmental Protection Agency, North-Carolina 1975.

Ramsey, David, A Note on Air Pollution, Property Values and Fiscal Variables, in: Land Economics, Vol. 52, 2/76.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltgutachten 1974, Stuttgart und Mainz 1974.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltgutachten 1978, Deutscher Bundestag - 8. Wahlperiode, Drucksache 8/1938, Bonn 1978.

Richter, Ronald G., Economic Cost of Air Pollution, Studies in Measurement, Frederick A. Praeger, Publishers, New York 1967.

Ridker, Ronald G. and John A. Henning, The Determinants of Residential Property Values With Special Reference To Air Pollution, in: Review of Economics and Statistics, 1967.

Ridker, Ronald G., Economic Costs of Air Pollution, Studies in Measurement, Frederick A. Praeger, Publishers, New York 1967.

Scheuch, Erwin K., Helmut Zehnpfennig, Skalierungsverfahren in der Sozialforschung, in: Handbuch der empirischen Sozialforschung Bd. 3a: Grundlegende Methoden und Techniken Zweiter Teil, Hrsg. René König, 3. Auflage, Stuttgart 1974.

Schlosser, Otto, Einführung in die sozialwissenschaftliche Zusammenhangsanalyse, Hamburg 1976.

Schwartz, Seymour, Probabilistic Models for Calculating Air Pollution Damage, in: Environmental Sys., Vol. 1, 1971.

Seidl, W. Umweltbelastungen im natürlichen Kreislauf, Göttingen 1976.

Shenfeld, L., Note on Ontario's Air Pollution Index and Alert System, in: Journal of the Air Pollution Control Association, Vol. 20, No. 9, 1970.

Siebert, Horst, Analyse der Instrumente der Umweltpolitik, Kommission für wirtschaftlichen und sozialen Wandel, Heft 80, Göttingen 1976.

Siebert, Horst, Ökonomische Theorie der Umwelt, Tübingen 1978.

Singpurwalla, N. D., Extreme Values from a Lognormal Law With Applications to Air Pollution Problems, in: Technometrics, Vol. 14, No. 3, 8/72.

Smith, V. Kerry, Mortality - Air Pollution Relationship: A Comment, in: JASA, June 1975, Vol. 70.

Derselbe, The measurement of mortality - air pollution relationships, in: Environment and Planning A, 1976, Vol. 8.

Derselbe, The Economic Consequences of Air Pollution, Ballinger Publishing Company, 1976.

Schotschinski, Arnim, Bericht über den amtlichen Stand der Statistik zum Problemkreis Umweltschutz, in: Bericht über die 73. Tagung in Mannheim 1973, Hrsg. Verband Deutscher Städtestatistiker, Statistisches Amt der Stadt Mannheim.

Sprenger, Rolf-Ulrich, Beschäftigungseffekte der Umweltpolitik, Berlin 1979.

Sprenger, Rolf-Ulrich, Struktur und Entwicklung von Umweltschutzaufwendungen in der Industrie, Berlin 1975.

Stamer, Peter, Niveau und strukturorientierte Umweltpolitik, Göttingen 1976.

Statistical Commission and Economic Commission For Europe, Conference of European Statisticians, Seminar on Environmental Statistics, Warsaw, 15-19 October.

Steinhausen, Detlef, Klaus Langer, Clusteranalyse, Berlin 1977.

Sturm, M. Faktoranalytische Untersuchungen über nationale Konjunktur- und Preisentwicklungsfragen als Determinanten des bilateralen Außenhandels, Diss. Köln 1971.

Tunstall, Daniel B., Developing Indicators Of Environmental Quality: The Experience Of The Council On Environmental Quality, Paper presented at the Conference on Environmental Indicators - State of the Art in industrialised Countries, Wissenschaftszentrum, Berlin Dezember 1976.

Ueberla, K., Faktorenanalyse, Berlin 1968.

Ulrich, Erhard und Klaus Köstner, Prognosefunktionen, Beiträge zur Arbeitsmarkt- und Berufsforschung, Heft 27, Institut für Arbeitsmarkt- und Berufsforschung, Nürnberg 1979.

Umweltbelastungsmodell einer Großstadtregion, Beiträge zur Umweltgestaltung, Heft B10, Berlin 1975.

Umweltbundesamt (Hrsg.), Lärmindex, Berlin 1976.

Umweltbundesamt, Luftqualitätskriterien für Cadmium, Berichte 4/77, Berlin.

Umweltbundesamt, Materialien zum Immissionsschutzbericht 1977 der Bundesregierung, Berlin 1977.

United Nations, Economic and Social Council, Statistical Commission, Geneva, 7-18 October 1974, Statistics of the Environment, Report of the Secretary-General.

U. S. Environmental Protection Agency, Environmental News, Washington D. C., 23.8.76.

U. S. Environmental Protection Agency, Water Quality Index Application In The Kansas River Basin, Kansas City 1974.

Victor, Peter A., Pollution: Economy and Environment, George Allen & Unwin Ltd., 1972.

Walters, A. A. Noise and Prices, Oxford University Press, 1975.

Wehner Ursula, Ökologische soziale Kosten und volkswirtschaftliche Gesamtrechnung, Diss. Köln 1976.

Werner, R., Methodische Ansätze zur Konstruktion sozialer Indikatoren, in: Soziale Indikatoren, Konzepte und Forschungsansätze II, Hrsg..Wolfgang Zapf, Frankfurt 1974.

Werner, Rudolf, Soziale Indikatoren und politische Planung, Hamburg 1975.

Wienand, Kenneth F., Air Pollution and Property Values: A Study of the St. Louis Area, in: Journal of Regional Science, Vol. 13, No. 1, 1973.

Wilkinson, R. K., House Prices and the Measurement of Externalities, in: The Economic Journal, Vol. 83, No. 329, 1973.

Zimmermann, Klaus, Die Last des Umweltschutzes: Überlegungen zum Konzept der "Volkswirtschaftlichen Kosten" des Sachverständigenrates für Umweltfragen, in: Kyklos, Vol. XXVII 1974.

II. Statistiken und sonstige Quellen

Bundes-Immissionsschutzgesetz BImSchG vom 15. März 1974 (BGBl. 1, S. 721, 1193).

Gesetz über Umweltstatistiken vom 15. August 1974 (BGBl., S. 1938).

Gesetz zur Verminderung von Luftverunreinigungen durch Bleiverbindungen in Ottokraftstoffen für Kraftfahrzeugmotore, BGBl. I, S. 1234.

Pirschner, Rainer, Reiner Stäglin und Hans Wessels, Input-Output-Rechnung für die Bundesrepublik Deutschland 1972, Beiträge zur Strukturforchung, Heft 38, 1975.

Regionale Planungsgemeinschaft Untermain, Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain, Anhang zum 5. Arbeitsbericht, Frankfurt am Main 1973.

Umweltbundesamt, Messungen von Luftverunreinigungen, Quartal III und IV 76, Materialien 2/77, Berlin 1977, S. 148 ff.

Statistisches Amt und Wahlamt, Statistisches Jahrbuch Frankfurt am Main, Jahrgang 1969.

Statistisches Amt und Wahlamt, Statistisches Jahrbuch Frankfurt am Main, Jahrgang 1972.

Statistisches Amt und Wahlamt, Statistisches Jahrbuch Frankfurt am Main, Jahrgang 1974.

Statistisches Amt und Wahlamt, Statistisches Jahrbuch Frankfurt am Main, Jahrgang 1975.

Statistisches Amt und Wahlamt, Statistisches Jahrbuch Frankfurt am Main, Jahrgang 1977.

Statistisches Bundesamt, Stat. Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland 1977.

Statistisches Bundesamt, Stat. Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland 1978.

Statistisches Bundesamt, Fachserie 19, Reihe 1.2, Abfallbeseitigung im Produzierenden Gewerbe und in anderen Bereichen 1975, Stat. Bundesamt 1979.

LEBENS LAUF

13. 4. 1952 : geboren in Marburg als Sohn der Erika Flascha (geb. Schild) und ihres Ehemannes Dr. Leo Flascha
- 1958 - 1962 : Besuch mehrerer Grundschulen in Marburg und Frankfurt
- 1962 - 1970 : Besuch der Ziehenschule in Frankfurt
9. 6. 1970 : Abitur am neusprachlichen Zweig der Ziehenschule
- 1970 - 1979 : Studium der Volkswirtschaft, Mathematik und Wirtschaftspädagogik an den Universitäten Innsbruck (WS 1970), Marburg (SS 1971 - SS 1979) und Frankfurt (WS 1975 - SS 1977)
- 12.12. 1974 : Diplomprüfung in Volkswirtschaft an der Philipps-Universität Marburg
- WS 1974 - SS 1976 : Studentischer und graduerter Tutor am Fachbereich Wirtschaftswissenschaften (Abteilung für Statistik) der Philipps-Universität Marburg
- November 1975-Oktober 1976 : Graduiertenstipendium
- Juli 1976 - September 1976 : Studienaufenthalt an der University of California Berkeley
- November 1976-Februar 1980 : Wissenschaftlicher Angestellter am Fachbereich Wirtschaftswissenschaften (Abteilung für Statistik) der Philipps-Universität Marburg
1. 6. 1977 : Diplomprüfung in Wirtschaftspädagogik an der Universität Frankfurt
- seit 1. 3. 1980 : Referent für Hochschulorganisation in der Verwaltung der Philipps-Universität Marburg
- seit 10.10.1980 : verheiratet mit Katja Flascha (geb. Schlegel)
- 18.12.1980 : Promotion zum Dr. rer. pol.

